

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO E PERTURBAÇÃO SOBRE AVES DE
REMANESCENTES DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA NO ESTADO DO
PARANÁ**

EDUARDO CARRANO

Curitiba
2013

EDUARDO CARRANO

**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO E PERTURBAÇÃO SOBRE AVES DE
REMANESCENTES DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA NO ESTADO DO
PARANÁ**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para a obtenção de título de Doutor em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Fernando de Camargo Passos

Curitiba
2013



Ministério da Educação
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Setor de Ciências Biológicas
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



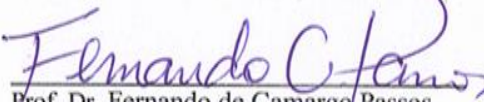
PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da tese, a que se submeteu **Eduardo Carrano** para fins de adquirir o título de Doutor em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão do candidato.

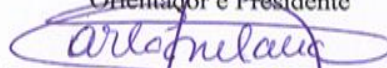
Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 22 de fevereiro de 2013.

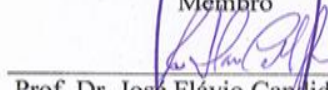
BANCA EXAMINADORA:



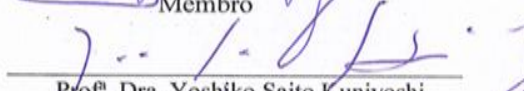
Prof. Dr. Fernando de Camargo Passos
Orientador e Presidente



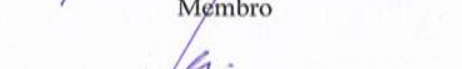
Profª. Dra. Carla Suertegaray Fontana
Membro



Prof. Dr. José Flávio Cândido Junior
Membro



Profª. Dra. Yoshiko Saito Kuniyoshi
Membro



Prof. Dr. Vinícius Abilhoa
Membro

Visto: 

Profª. Dra. Maria Regina Torres Boeger
Coordenadora do PPG-ECO

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador pela oportunidade, ideias, confiança e principalmente pela amizade e respeito pessoal e profissional.

Aos membros da banca (incluído o suplente) pelas importantes sugestões e correções que ajudaram a melhorar a qualidade do trabalho.

Aos meus pais, meu avô e minha namorada pelo amor e incentivo sempre demonstrados.

Ao Programa de Ecologia e Conservação/UFPR, em especial à coordenação, secretaria e professores.

À PETROBRAS pelo apoio financeiro integral do projeto, em especial aos funcionários do SMS/REPAR.

Aos parceiros que participaram das amostragens de campo e enfrentaram as intempéries climáticas e logísticas.

A todas as pessoas que auxiliaram direta e indiretamente para a realização deste trabalho.

RESUMO

Este trabalho analisou a riqueza e a abundância de espécies e grupos funcionais de aves florestais considerando-se dois ambientes (borda e interior) e a sazonalidade, em um remanescente secundário (52 ha) de Floresta Ombrófila Mista (FOM) na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), Paraná. Foram realizadas 17 amostragens entre agosto/2009 e abril/2012 utilizando redes de neblina, sendo obtidas 570 capturas pertencentes a 63 espécies e 19 famílias. Diferenças significativas (PERMANOVA) na riqueza e abundância de espécies e guildas entre os dois ambientes e também em relação à sazonalidade foram registradas. As espécies mais abundantes nas capturas foram *Turdus rufiventris* (12,7%) e *Poospiza cabanisi* (9,84%), as quais apresentaram as maiores contribuições (SIMPER) para o interior (60,9%) e borda (24,6%). As espécies foram distribuídas em 18 grupos funcionais, sendo os onívoros e frugívoros de borda e interior (OFbi) e granívoros de borda (Gb) os mais representativos quanto à riqueza e abundância em ambos os ambientes. As diferenças na riqueza e abundância de espécies e grupos funcionais refletem de forma direta os efeitos da fragmentação sobre o remanescente, principalmente na estrutura da floresta, com o interior assumindo uma maior semelhança com a borda. No futuro é provável que este remanescente configure uma fisionomia homogênea, beneficiando ainda mais espécies de bordas e clareiras em detrimento daquelas essencialmente silvícolas. Em julho de 2000, ocorreu um derramamento de petróleo na Refinaria Presidente Getúlio Vargas (REPAR), atingindo um remanescente florestal e várzeas adjacentes. Em função do ocorrido, a comunidade local de aves florestais foi avaliada quanto às variações na riqueza e abundância de espécies e grupos funcionais. Foram consideradas três magnitudes de distúrbio (agudo, intermediário e tardio), definidas em função do dano ambiental e da duração dos impactos. Entre maio/2002 e abril/2012 foram realizadas 84 amostragens utilizando contato visual e auditivo, e também 60 amostragens com redes de neblina. Foram registradas 134 espécies, sendo 83 dessas capturadas em redes. Análises de PERMANOVA demonstraram diferenças significativas para a riqueza e abundância de espécies e guildas na comparação entre as três magnitudes de distúrbio. Os maiores valores de riqueza e abundância ocorreram no distúrbio agudo. As guildas que apresentaram as maiores contribuições quanto às magnitudes de distúrbio e sazonalidade foram OFbi e Gb. As diferenças nas comunidades entre as três magnitudes refletem os efeitos da descaracterização ambiental. A composição de aves observada se revelou dentro do esperado para um fragmento florestal de pequeno porte e estrutura vegetacional

secundária, apresentando maior riqueza e abundância de guildas e espécies generalistas, além de grande contribuição de espécies com baixa frequência de ocorrência. Comunidades de aves foram avaliadas em nove fragmentos de FOM na RMC, com diferentes tamanhos (1,1 a 61,4 ha) e estruturas florestais, com o objetivo de comparar a riqueza, guildas e sazonalidade de ocorrência de aves entre os fragmentos, utilizando-se também algumas características que determinam a suscetibilidade das espécies em relação à perda de habitat (massa corporal, dependência do ambiente florestal e grau de endemismo). Os inventários foram realizados entre maio/2009 e abril/2012 através de contato visual e auditivo. Foram registradas 144 espécies de aves e 34 famílias. Uma correlação positiva entre riqueza e tamanho dos fragmentos foi registrada. Não houve decréscimo da riqueza de aves não Passeriformes e do tamanho corporal com a diminuição dos fragmentos. Foi registrada maior riqueza de espécies dependentes florestais em fragmentos acima de cinco ha. As guildas mais representativas (SIMPER) foram onívoros, insetívoros e carnívoros. O tamanho dos fragmentos apresentou influência na caracterização das comunidades e na relação de espécies com dependência do ambiente florestal. Apesar do longo histórico de alterações antrópicas na região e da simplificação na riqueza de aves, estes fragmentos ainda desempenham importante papel ecológico para a avifauna florestal.

Palavras-Chave: Fragmentação, Floresta com Araucária, riqueza, abundância, guildas tróficas.

ABSTRACT

This study examined the richness and abundance of species and functional groups of forest birds considering two forest environments (edge and interior) and seasonality. The study area has 52 ha of secondary Araucaria Forest remnant located in the Metropolitan Region of Curitiba (RMC), State of Paraná. Seventeen samplings were conducted between August 2009 and April 2012 using mist nets. A total of 570 birds were captured, belonging to 63 species and 19 families. Significant differences (PERMANOVA) in richness and abundance of species and guilds between two environments and also in relation to seasonality were recorded. The most abundant captured species were *Turdus rufiventris* (12.7%) and *Poospiza cabanisi* (9.84%), both showing the highest percentage contributions (SIMPER) for forest inside (60.9%) and edge (24, 6%) into the remnant. Species were organized in 18 functional groups. Considering both environments, the most representative guilds in relation to richness and abundance were omnivores and frugivores of forest edge and interior (OFbi), and edge seedeaters (Gb). Differences in richness and abundance of species and functional groups directly reflect the effects of fragmentation on the forest remnant, mostly in vegetation structure, with the forest interior increasing similarity with the edge. In the future it is probable that the remnant studied became a homogeneous fitofisionomy, benefiting even more forest edge species in relation to those regarded as primarily forest-dwellers. In July 2000, occurred a oil spill in the Presidente Getúlio Vargas Refinery (REPAR), reaching a forest remnant and adjacent wetlands. Due to the incident, the local community of forest birds was evaluated in order to assess changes in richness and abundance of species and functional groups along the environmental disturbance occurrence. We considered three magnitudes of disturbance (acute, intermediate and late effects), defined in terms of environmental damage and duration of impacts. Between May 2002 and April 2012 were conducted 84 field sampling using visual and auditory contact techniques, and also 60 samples with mist nets totaling, respectively. We recorded 134 species, being 83 captured in mist nets. PERMANOVA analyzes showed significant differences for richness and abundance of species and guilds among the three magnitudes of environmental disturbance. The highest values of richness and abundance were recorded during the acute disturbance. The guilds with the highest percentage contributions in all disturbance magnitudes and seasons were OFBi and Gb. Differences in communities among disturbances reflect directly the effects of natural landscape discharacterization. The bird composition observed was the same as expected for a small forest fragment

with secondary vegetation structure, with a higher richness and abundance of generalist species and guilds, besides the high contribution of species with low frequency of occurrence. Bird communities were evaluated in nine fragments of Araucaria Forest in the RMC, with different sizes (1.1 to 61.4 ha) and forest structures, aimed to compare the richness, guilds and seasonal occurrence of birds among fragments, using some biological features that can determine the species susceptibility in relation to habitat loss (body mass, dependence of the forest environment and degree of endemism). Surveys were conducted between May 2009 and April 2012 using the techniques of visual and auditory contact. We recorded 144 bird species of 34 families. A positive correlation between bird's richness and size of the fragments was recorded. There was no decrease in the number of non-Passeriformes birds and also in the body size with the decline of the fragments areas. The richness of forest-depend birds was greater in fragments over five hectares. The most representative (SIMPER) guilds were omnivores, insectivores and carnivores. The size of the fragments showed influence in the characterization of bird communities and in the relationship of species with forest dependency. Despite the long history of anthropogenic changes in this region and the simplification in bird communities, these fragments still play an important ecological role for forest-dwellers birds.

Keywords: Fragmentation, Araucaria forest, richness, abundance, trophic guilds.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	1
CAPÍTULO 1	
RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E GRUPOS FUNCIONAIS DE AVES FLORESTAIS DE UM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA	14
RESUMO	14
ABSTRACT	16
1. INTRODUÇÃO	17
2. MÉTODOS	20
2.1. ÁREA DE ESTUDO	20
2.2. COLETA DE DADOS	25
2.3. ANÁLISES ESTATÍSTICAS	27
3. RESULTADOS	28
3.1. Riqueza e Composição de espécies	28
3.2. Guildas	33
4. DISCUSSÃO	38
5. CONCLUSÃO	53
REFERÊNCIAS	55
ANEXOS	67
CAPÍTULO 2	
A INFLUÊNCIA DE DISTÚRBIO AMBIENTAL SOBRE A COMUNIDADE DE AVES FLORESTAIS EM UM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA	69
RESUMO	69
ABSTRACT	71
1. INTRODUÇÃO	72
2. MÉTODOS	75
2.1. ÁREA DE ESTUDO	75
2.2. COLETA DE DADOS	76
2.3. ANÁLISES ESTATÍSTICAS	78
3. RESULTADOS	79
3.1. Riqueza	79
3.2. Abundância	88
4. DISCUSSÃO	97
5. CONCLUSÃO	102
REFERÊNCIAS	104
ANEXOS	112
CAPÍTULO 3	
COMUNIDADES DE AVES EM FRAGMENTOS DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA NA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA, ESTADO DO PARANÁ	117
RESUMO	117
ABSTRACT	119
1. INTRODUÇÃO	120
2. MÉTODOS	122
2.1. ÁREA DE ESTUDO	122
2.2. MAPAS E IMAGENS	124
2.3. COLETA DE DADOS	125
2.4. ANÁLISES ESTATÍSTICAS	129
3. RESULTADOS	130
3.1. Riqueza e composição de espécies	130
4. DISCUSSÃO	143
5. CONCLUSÃO	146
REFERÊNCIAS	148
ANEXOS	158

INTRODUÇÃO GERAL

Ocupando uma área de apenas 7% do planeta, as florestas tropicais abrigam mais de 60% do total de espécies descritas, mas ao mesmo tempo sofrem a maior perda proporcional de área (Ewers *et al.* 2008; Bradshaw *et al.* 2009; Gardner *et al.* 2009;). Neste contexto, o Brasil está representado pela Amazônia, a maior e mais diversa floresta tropical do mundo (Silva *et al.* 2005) e pela Mata Atlântica considerada a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano, originalmente cobrindo mais de 1,5 milhões de km², sendo 92% desta área no Brasil (Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 2001; Galindo-Leal & Câmara, 2003).

A Mata Atlântica é considerada um dos 25 *hotspots* mundiais de biodiversidade e embora 93% da sua cobertura vegetal já tenha sido destruída, ainda abriga mais de 8.000 espécies endêmicas de plantas vasculares, anfíbios, répteis, aves e mamíferos (Myers *et al.* 2000).

Dean (1996) apontou as causas imediatas desta perda de habitat como a superexploração dos recursos florestais por populações humanas (madeira, frutos, lenha, caça) e a exploração da terra para uso humano (agricultura, pecuária e silvicultura). Desta forma a destruição da Mata Atlântica atingiu níveis críticos, restando apenas 7% de sua área de cobertura original, estando altamente fragmentada (Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 2008).

Em relação à avifauna, a Mata Atlântica contém 90 espécies de aves ameaçadas e endêmicas do Brasil, sendo considerado o bioma mais crítico para a conservação de aves nesse país (Marini & Garcia, 2005). Outras 500 espécies, incluindo plantas, anfíbios, répteis e mamíferos, que habitam este bioma, estão oficialmente ameaçadas de extinção no Brasil, algumas espécies, nacionalmente e, as endêmicas, globalmente (Tabarelli *et al.* 2003).

Também inserido neste processo de destruição da Mata Atlântica, o estado do Paraná originalmente apresentava 85% da sua área recoberta por florestas, sendo o restante representado por campos, cerrado e formações pioneiras (Maack, 1968; Roderjan *et al.* 2002). As fitosionomias florestais são representadas pelas Florestas Ombrófilas Densa (Floresta Atlântica), Mista (Floresta com Araucária) e Estacional Semidecidual (Roderjan *et al.* 2002),

atualmente reunidas no Bioma Mata Atlântica, assim como parte dos campos associados nos estados do Paraná e Santa Catarina (IBGE, 2004).

Embora no passado o Paraná tivesse uma grande representatividade florestal, atualmente apresenta menos de 10% (Fundação SOS Mata Atlântica, 2011) sendo que dos 85% originais, 41% eram ocupados pela floresta com araucária (Castella & Britez, 2004). Atualmente a situação desta floresta no Paraná é preocupante, não existindo áreas primárias e praticamente todos os remanescentes podem ser considerados como florestas secundárias em estado avançado ou ainda primárias alteradas (Castella & Britez, 2004). Ainda segundo estes autores, a cobertura original desta floresta no estado era de 73.780 km², e hoje corresponde a 0,8% de remanescentes em estágio avançado e 14,6% em estágio médio de sucessão.

A área do presente estudo está inserida na Mata Atlântica, nos domínios da Floresta Ombrófila Mista e campos naturais do Primeiro Planalto Paranaense, na Região Metropolitana de Curitiba, com mais de 16.000 km² de extensão, composta por 29 municípios e representando a maior população do estado, com 3,5 milhões de habitantes (IPARDES, 2012).

Esta região encontra-se praticamente descaracterizada pelas mais diversas atividades humanas, decorrentes da urbanização (legal e ilegal), poluição doméstica e industrial da bacia do alto rio Iguaçu, extração de areia e saibro nas várzeas e florestas aluviais deste rio e seus afluentes, cultivos agrícolas, silvicultura e pecuária de subsistência. O cenário atual é constituído de escassos remanescentes florestais e campestres, isolados e pressionados por diferentes ações antrópicas como extração ilegal de madeira, queimadas, caça predatória, introdução de espécies exóticas entre outras.

Ademais, o município de Araucária possui um dos maiores pólos industriais do Paraná, criado na década de 70, com a implantação da Refinaria Presidente Getúlio Vargas (REPAR), justamente a área do presente estudo, quando a cidade começou a sofrer influências do desenvolvimento industrial, servindo de sede a novas indústrias, com geração de empregos e o deslocamento de trabalhadores da área rural para a urbana, alterando os ambientes naturais nesta região através de supressão e fragmentação.

Em julho de 2000 ocorreu um vazamento de cerca de quatro milhões de litros de petróleo na REPAR, com o óleo atingindo um pequeno riacho (Arroio Saldanha) de aproximadamente dois quilômetros de extensão, contaminando seus ambientes marginais, florestas ripárias e várzeas, até chegar aos rios Barigui e Iguaçu, sendo considerado o maior acidente desta natureza no Brasil (Pilchowski, 2003). As consequências deste acidente, além da contaminação pelo óleo, causaram novos eventos de supressão e fragmentação de ambientes naturais em uma paisagem já descaracterizada por ações humanas.

Ainda mais preocupante é a inexistência de Unidades de Conservação de Proteção Integral na região, que possui apenas duas Áreas de Proteção Ambiental que somam aproximadamente 300 km² na sua maior parte em matriz urbanizada.

O processo global de fragmentação é possivelmente a mais profunda alteração causada pelo homem em ambientes naturais (Fernandez, 1997) conduzindo à perda de espécies em comunidades biológicas e considerada a principal ameaça à conservação da biodiversidade (Wilcox & Murphy, 1985; Fahrig, 2003).

Gardner *et al.* (2009) referem-se a um esquema que facilita o entendimento destas mudanças: desmatamento, corte seletivo, agricultura e pecuária agem diretamente na supressão e fragmentação do habitat, uso do solo, regeneração florestal e configuração da paisagem, afetando diretamente na disponibilidade de recursos alimentares e reprodutivos, dispersão de exemplares e propágulos, e no comportamento das espécies e, adicionalmente, são estabelecidas novas condições climáticas, que excedem os limites fisiológicos das espécies. Todos estes mecanismos irão então causar mudanças nas populações (taxas de natalidade e mortalidade), comunidades (riqueza e composição) e interações entre espécies como na cadeia trófica, mutualismo (Gardner *et al.* 2009).

A formulação deste esquema foi possível somente em razão da grande quantidade de informação existente sobre os efeitos das ações antrópicas, onde trabalhos diversificados demonstraram que a redução na quantidade de habitat altera a maior parte dos padrões e processos encontrados na natureza, causando declínios ou alterações na riqueza e composição de espécies

(Aleixo, 1999; Costa & Magnusson, 2002; Barlow *et al.* 2006; Giraudo *et al.* 2008), abundância e distribuição populacional (Lande, 1987; Hanski *et al.* 2008), invasão de espécies exóticas (Didham *et al.* 2007; Uehara-Prado *et al.* 2009), uso do solo (Didham *et al.* 1998; Barlow *et al.* 2007; Umetsu & Pardini, 2007) e o tipo de matriz (Antogiovanni & Metzger, 2005; Umetsu *et al.* 2008; Fonseca *et al.* 2009; Vieira *et al.* 2009).

Nas últimas décadas diversos estudos foram realizados sobre os efeitos da fragmentação nas comunidades de aves desde os trabalhos pioneiros de Preston (1962) e Willis (1979) até os mais recentes que consideram também as características biológicas das espécies que elevam suas chances de extinção, dentre eles: **1.** tamanho populacional reduzido (Karr, 1982; Diamond *et al.* 1987; Pimm *et al.* 1988; Turner, 1996), **2.** maior especialização no uso de recursos (Leck, 1979; Willis, 1979; Lovejoy *et al.* 1986; Bierregaard Jr & Lovejoy, 1989; Bierregaard Jr *et al.* 1992; Kattan *et al.* 1994; Christiansen & Pitter, 1997; Gillespie, 2001), **3.** baixa tolerância à matriz (Diamond *et al.* 1987; Bierregaard Jr *et al.* 1992; Bierregaard Jr & Stouffer, 1997), **4.** maior tamanho corporal (Willis, 1974; Leck, 1979; Terborgh & Winter, 1980; Karr, 1982; Gillespie, 2001), **5.** mobilidade restrita (Diamond, 1981; Sekercioglu *et al.* 2002), **6.** baixa taxa de sobrevivência anual (Karr, 1990 a; Sieving & Karr, 1997), **7.** baixa fecundidade (Sieving & Karr, 1997), **8.** alta variabilidade populacional (Karr, 1990 b), **9.** forrageamento e nidificação terrestres (Terborgh, 1974; Willis, 1979; Karr, 1982; Lovejoy *et al.* 1986; Stouffer & Bierregaard Jr, 1995), **10.** especificidade de habitat e preferência florestal (Diamond *et al.* 1987; Newmark 1991; Kattan *et al.* 1994; Gillespie, 2001) e **11.** menor flexibilidade no uso do estrato de forrageamento (Ribon *et al.* 2003; Uezu, 2006).

Contudo, apenas Leck (1979) na floresta equatoriana, Kattan *et al.* (1994) nos Andes colombianos e Bierregaard Jr *et al.* (1992) na Amazônia brasileira realizaram inventários anteriores à fragmentação permitindo assim comparações entre a riqueza antes e depois do isolamento dos fragmentos.

Muitos estudos relacionados com o problema da fragmentação demonstram que as bordas das florestas possuem diferenças típicas na composição de espécies e estrutura de comunidade quando comparadas com

o interior das florestas, sendo esse fenômeno conhecido como efeito de borda (Godefroid & Koedam, 2003). A borda pode ser entendida como o trecho marginal da área florestada, que sofre influência do meio externo, e por isso apresenta diferenças físicas e estruturais em relação ao seu entorno. Informações sobre a largura da borda em diferentes tipos de florestas são necessárias para determinar a proporção da paisagem florestada que represente as verdadeiras condições do ecossistema natural, capaz de suportar espécies características de floresta madura em uma área relativamente não perturbada (Waldoff & Viana, 1993).

Forman & Grodon (1986) definem efeito de borda como uma alteração na composição e/ou abundância relativa de espécies na parte marginal de um fragmento. Mudanças no microclima e na estrutura física dos fragmentos, redução da heterogeneidade ambiental e extinções locais, são algumas consequências deste processo que segue da direção da borda para o interior do fragmento (Young & Mitchell, 1994; Murcia, 1995).

Novas pesquisas têm focado os efeitos de borda, demonstrando as alterações provocadas na riqueza e composição da comunidade (Laurance, 2004; Laurance *et al.* 2007), deslocamento de exemplares (Laurance *et al.* 2004; Hansbauer *et al.* 2008) e tamanhos populacionais (Ewers & Didham, 2007). Outras apontam para a importância da configuração e fragmentação da paisagem (isolamento e conectividade) alertando para drásticas consequências para a biodiversidade (Awade & Metzger, 2008; Boscolo *et al.* 2008; Martensen *et al.* 2008; Vieira *et al.* 2009).

Dentro das amplas possibilidades de estudos, recentemente pode-se incluir a modelagem de distribuição das espécies para auxiliar em diferentes questões ambientais (Stockwell & Peters, 1999; Anderson *et al.* 2003), ecológicas (Peterson & Vieglais, 2001), mudanças climáticas (Mehlman, 1997) e estratégias de conservação (Loiselle *et al.* 2003).

O objetivo principal do presente estudo foi avaliar os efeitos da fragmentação e perturbação sobre a composição e estrutura das comunidades de aves florestais em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista, considerando, em particular, questões sobre o efeito de borda, a ocorrência e intensidade de distúrbio ambiental e o tamanho dos fragmentos.

O estudo foi estruturado da seguinte maneira:

Capítulo 1. Riqueza, abundância e grupos funcionais de aves florestais de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista.

Dentro desse contexto, o objetivo principal desse capítulo foi analisar diferenças espaciais e sazonais na composição e estrutura da comunidade de aves florestais em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, considerando, em particular, o efeito de borda. Para atingir este objetivo foram formuladas as seguintes hipóteses: (i) a riqueza e abundância de espécies e guildas funcionais da avifauna florestal comportam-se de maneira distinta em relação ao efeito de borda e a sazonalidade em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, (ii) as aves de guildas generalistas são mais comuns e ocorrem em maior abundância na borda do que no interior desse remanescente.

Capítulo 2. A Influência de distúrbio ambiental sobre a comunidade de aves florestais em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista

No ano 2000 a área de estudo (REPAR) foi atingida por um derramamento de óleo, o qual percorreu um pequeno curso d'água (Arroio Saldanha) por aproximadamente 2 km de extensão, afetando sua floresta ripária, várzeas adjacentes e posteriormente os rios Barigui e Iguaçu, sendo considerado o principal acidente desta natureza no Brasil. Neste capítulo procurou-se analisar ao longo de dez anos as variações na riqueza, abundância e guildas funcionais de aves florestais em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em relação à magnitude do distúrbio ambiental ocorrido (agudo, intermediário e tardio). Sendo formuladas as seguintes hipóteses: (i) há diferença na riqueza, abundância e composição de guildas funcionais de acordo com a magnitude do distúrbio ambiental ocorrido; (ii) as espécies e as guildas funcionais da avifauna silvícola respondem de maneira distinta à magnitude do distúrbio ambiental ocorrido no remanescente de Floresta Ombrófila Mista.

Capítulo 3. Comunidades de aves em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista na Região Metropolitana de Curitiba.

Neste capítulo foram avaliados nove fragmentos florestais localizados na bacia do alto rio Iguaçu (Região Metropolitana de Curitiba) com diferentes tamanhos e estruturas florestais numa área de aproximadamente 10 km de diâmetro. Para tanto, foram utilizadas imagens aéreas desta área (1980, 2000 e 2010) visando uma interpretação temporal da ocupação e uso do solo, área dos fragmentos e seu entorno imediato.

O objetivo principal deste capítulo foi comparar a riqueza, guildas funcionais e sazonalidade de ocorrência de aves entre os fragmentos, utilizando-se também algumas características que determinam a suscetibilidade das espécies em relação a perda de habitat (massa corporal, dependência do ambiente florestal e grau de endemismo na Mata Atlântica). Assim, foram formuladas as seguintes hipóteses: (i) as espécies e as guildas funcionais de aves florestais respondem de maneira distinta ao tamanho e qualidade dos remanescentes de Floresta Ombrófila Mista; (ii) o tamanho dos remanescentes exerce influência sobre características da comunidade de aves florestais como a dependência de ambiente florestal e o tamanho corporal.

REFERÊNCIAS

- Aleixo, A. 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. **Condor** 101(3):537-548.
- Anderson R.P.; Lew, D.; Peterson, T. 2003. Evaluating predictive models of species distributions: criteria for selecting optimal models. **Ecological Modelling** 162:211-232.
- Antogiovanni, M.; Metzger, J.P. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation** 122: 441-451.
- Awade, M.; Metzger, J.P. 2008. Importance of functional connectivity to evaluate the effect of habitat fragmentation for three Atlantic Rainforest birds. **Austral Ecology** 33:863-871.
- Barlow, J.; Peres, C.A.; Henriques, L.M.P.; Stouffer, P.C.; Wunderle, J.M. 2006. The responses of understory birds to forest fragmentation, logging and wildfires: An Amazonian synthesis. **Biological Conservation** 128:182-192.
- Barlow, J.; Overal, W.L.; Araujo, I.S.; Gardner, T.A.; Peres, C.A. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. **Journal of Applied Ecology** 44:1001-1012.
- Bierregaard Jr, R.O.; Lovejoy, T.E. 1989. Effect of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. **Acta Amazonica** 19: 215-241.
- Bierregaard Jr, R.O.; Lovejoy, T.E.; Kapos, V.; Santos, A.A.; Hutchings, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rain Forest fragments. **Bioscience** 42:859-866.
- Bierregaard Jr, R.O.; Stouffer, P.C. 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian Rainforests. In: Laurance, W.F.; Bierregaard Jr, R.O (eds): **Tropical Forest Remnants**. University of Chicago Press, Chicago. p.138-155.
- Boscolo, D.; Candia-Gallardo, C.; Awade, M.; Metzger, J.P. 2008. Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica** 40:273-276.
- Bradshaw, C.J.A.; Sodhi, N.S.; Brook, B.W. 2009. Tropical turmoil: a biodiversity tragedy in progress. **Frontiers in Ecology and the Environment** 7:79-87.
- Castella, P.R.; Britez, R.M. 2004. **A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais**. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Ministério do Meio Ambiente. Brasília. 236 p.
- Christiansen, M.B.; Pitter, E. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. **Biology Conservation** 80:23-32.
- Costa, F.; Magnusson, W.E. 2002. Selective logging effects on abundance, diversity and composition of tropical understory herbs. **Ecological Applications** 12:807-819.
- Dean, W. 1996. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. Companhia das Letras, São Paulo.

- Diamond, J.M. 1981. Flightlessness and the fear of flying in island species. **Nature** 293:507-508.
- Diamond, J.M.; Bishop, K.D.; Balen, S.V. 1987. Bird survival in an isolated Javan Woodland: island or mirror? **Conservation Biology** 1:132-142.
- Didham, R.K.; Hammond, P.M.; Lawton, J.H.; Eggleton, P.; Stork, N.E. 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. **Ecological Monographs** 68(3):295-323.
- Didham, R.K.; Tylianakis, J.M.; Gemmell, N.J.; Rand, T.A.; Ewers, R.M. 2007. Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. **Trends in Ecology and Evolution** 22:489-496.
- Ewers, R.M.; Didham, R.K. 2007. The effect of fragment shape and species sensitivity to habitat edges on animal population size. **Conservation Biology** 21:926-936.
- Ewers, R.M.; Laurance, W.F.; Souza, C.M. 2008. Temporal fluctuations in Amazonian deforestation rates. **Environmental Conservation** 35:303-310.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics** 34:487-415.
- Fernandez, F.A.S. 1997. Efeitos da fragmentação de ecossistemas: a situação das Unidades de Conservação. In: **Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**. Volume I (Conferências e Palestras). Curitiba, Paraná. p. 46-48.
- Fonseca, C.R.; Ganade, G.; Baldissera, R.; Becker, C.G.; Boelter, C.R.; Brescovit, A.D.; Campos, L.M.; Fleck, T.; Fonseca, V.S.; Hartz, S.M.; Jones, F.; Kaffer, M.I.; LealZanchet, A.M.; Marcelli, M.P.; Mesquita, A.S.; Mondin, C.A.; Paz, C.P.; Petry, M.V.; Piovezan, F.N.; Putzke, J.; Stranz, A.; Vergara, M.; Vieira, E.M. 2009. Towards an ecologically sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation** 142:1144-1154.
- Forman, R.T.T.; Grodon, R. 1986. **Landscape Ecology**. John Wiley & Sons, Inc. New York. 712 p.
- Fundação SOS Mata Atlântica. 2011. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: Período 2008-2010**. Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). São Paulo. 122 p.
- Fundação SOS Mata Atlântica.; INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2001. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995–2000**. Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, São Paulo.
- Fundação SOS Mata Atlântica.; INPE. 2008. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 2000-2005**. São Paulo.
- Galindo-Leal, C.; I.G. Câmara. 2003. Atlantic forest hotspots status: an overview. In C. Galindo-Leal & I.G. Câmara (eds.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, Washington, D.C. p. 3-11
- Gardner, T.A.; Barlow, J.; Chazdon, R.L.; Ewers, R.M.; Harvey, C.A.; Peres, C.A.; Sodhi, N.S. 2009. Prospects of tropical forest biodiversity in a human modified world. **Ecology Letters** 12:561-582.

- Gillespie, T.W. 2001. Application of Extinction and Conservation Theories for Forest Birds in Nicaragua. **Conservation Biology** 15(3):699-709.
- Giraud, A.R.; Matteucci, S.D.; Alonso, J.; Herrera, J.; Abramson, R.R. 2008. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. **Biodiversity and Conservation** 17:1251-1265.
- Godefroid, S.; Koedam, N. 2003. Distribution pattern of the flora in a peri-urban forest: an effect of the city-forest ecotone. **Landscape and Urban Planning** 65:169-185.
- Hansbauer, M.M.; Storch, I.; Leu, S.; Nieto-Holguin, J.P.; Pimentel, R.G.; Knauer, F.; Metzger, J.P. 2008 Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic rainforest. **Biological Conservation** 141:782-791.
- Hanski, I.; Wirta, H.; Nyman, T.; Rahagala, P. 2008. Resource shifts in Malagasy dung beetles: contrasting processes revealed by dissimilar spatial genetic patterns. **Ecology Letters** 11(11):1208-1215.
- IBGE. 2004. **Mapas dos Biomas do Brasil, primeira aproximação**. Ministério do Meio Ambiente, Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências.
- IPARDES. 2012. **Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social**. Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral, Governo do Estado do Paraná. Disponível em www.ipardes.gov.br
- Karr, J.R. 1982. Avian extinction on Barro Colorado Island, Panama: a reassessment. **The American Naturalist** 119:220-239.
- Karr, J.R. 1990 a. Avifauna of Barro Colorado Island and the Pipeline Road, Panama. In: Gentry, A.H (ed): **Four tropical rainforest**. Yale University press, New Haven, Conn. p. 183-198.
- Karr, J.R. 1990 b. Avian survival rates and the extinction process on Barro Colorado Island, Panama. **Conservation Biology** 4:391-396.
- Kattan, G.H.; Alvarez-López, H.; Giraud, M. 1994. Forest fragmentation and Bird extinction: San Antonio eighty years later. **Conservation Biology** 8(1):138-146.
- Lande, R. 1987. Extinction thresholds in demographic models of territorial populations. **The American Naturalist** 130:624.
- Laurance, S.G. 2004. Responses of understory rain forest birds to road edges in central Amazonia. **Ecological Applications** 14: 1344-1357.
- Laurance, S.G.W.; Stouffer, P.C.; Laurance, W.F. 2004. Effects of road clearing on movement patterns of understory rainforest birds in Central Amazonia. **Conservation Biology** 18:1099-1109.
- Laurance, W.F.; Nascimento, H.; Laurance, S.G.; Andrade, A.; Ewers, R.; Harms, K.; Luizão, R.; Ribeiro, J. 2007. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **PLoS ONE** 2 (10): e1017.
- Leck, C.L. 1979. Avian extinctions in an isolated Tropical Wet-Forest preserve, Ecuador. **Auk** 96:343-352.

- Loiselle, B.A.; Howell, C.A.; Graham, C.H.; Goerck, J.M.; Brooks, T.; Smith, K.G.; Williams, P.H. 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. **Conservation Biology** 17:1591-1600.
- Lovejoy, T.E.; Bierregaard Jr, R.O.; Rylands, A.B.; Malcolm, J.R.; Quintela, C.E.; Harter, L.H.; Brown, K.S.; Powell, A.H.; Powell, G.V.N.; Schubart, H.O.R.; Hays, M.B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé, M.E. (ed): **Conservation Biology: The science of scarcity and diversity**. Sinauer associates, Sunderland, Mass.
- Maack, R. 1968. **Geografia física do estado do Paraná**. Curitiba: BADEP/UFPR/IBPT. 350 p.
- Marini, M.A.; Garcia, F.I. 2005. Conservação de aves no Brasil. **Megadiversidade** 1(1):95-102.
- Martensen, A.C.; Pimentel, R.G.; Metzger, J.P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation** 141:2184-2192.
- Mehlman, D.W. 1997. Change in avian abundance across the geographic range in response to environmental change. **Ecological Applications** 7:614-624.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution** 10:58-62.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B.; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 853-845.
- Newmark, W.D. 1991. Tropical Forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the Eastern Usambara mountains, Tanzania. **Conservation Biology** 5:67-78.
- Peterson, A.T.; Vieglais, D.A. 2001. Predicting species invasion using ecological niche modeling: new approaches from bioinformatics attack a pressing problem. **Bioscience** 51:363-371
- Pilchowski, R.W. 2003. **Avaliação dos impactos de derramamento de óleo sobre a ictiofauna do altíssimo, alto e médio rio Iguaçu, Paraná, Brasil**. Dissertação de Mestrado em Ciência Veterinárias, UFPR, Curitiba. 60 p.
- Pimm, S.L.; Jones, H.L.; Diamond, J. 1988. On The risk of extinction. **The American Naturalist** 132:757-785
- Preston, F. W. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity. **Ecology** 43: 185-215.
- Ribon, R.; Simon, J.E.; Mattos, G. T de. 2003. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. **Conservation Biology** 17:1827-1839.
- Roderjan, C.V.; Galvão, F.; Kuniyoshi, Y.S.; Hatschbach, G.G. 2002. As unidades fitogeográficas do Estado do Paraná, Brasil. **Ciência & Ambiente** 24:75-96.
- Sekercioglu, C.H.; Ehrlich, P.R.; Daily, G.C.; Aygen, D.; Goehring, D.; Sandi, R.F. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Science** 99:263-267.
- Sieving, K.E.; Kaar, J.R. 1997. Avian extinction and persistence mechanism in lowland Panama. In: Laurance, W.F.; Bierregaard Jr, R.O (eds): **Tropical forest remnants** 156-170. Chicago University Press, Chicago.

- Silva, J.M.C.; Rylands, R.B.; Fonseca, G.A.B. 2005. O destino das áreas de endemismo na Amazônia. **Megadiversidade** 1:124-131.
- Stockwell, D.R.B.; Peters, D. 1999. The GARP modeling system: problems and solutions to automated spatial prediction. **International Journal of Geographical Information Science** 13:143-158.
- Stouffer, P.C.; Bierregard Jr, R.O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds: effect of fragments size, surrounding secondary vegetation, and time since isolation. **Ecology** 76:2429-2445.
- Tabarelli, M.; Pinto, L.P.; Silva, J.M.C.; Costa, C.M.R. 2003. The Atlantic Forest of Brazil: endangered species and conservation planning. In: Galindo-Leal, C.; Câmara, I.G (eds). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook**. Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, Washington, D.C. p. 86-94.
- Terborgh, J.; Winter, B. 1980. Some causes of extinction. In: Soulé, M.E.; Wilcox, B.A (eds): **Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective** 119-133. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Terborgh, J. 1974. Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. **Bioscience** 24:715-722.
- Turner, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: review of the evidence. **Journal of Applied Ecology** 33:200-209.
- Uehara-Prado, M.; Fernandes, J.O.; Bello, A.M.; Machado, G.; Santos, A.J.; Vaz-de-Mello, F.Z.; Freitas, A.V.L. 2009. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation** 142:1220-1228.
- Uezu, A. 2006. **Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema**. Tese de doutorado: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. 202 p.
- Umetsu F.; Metzger JP.; Pardini R, 2008 Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. **Ecography** 31:359-370.
- Umetsu, F.; Pardini, R. 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. **Landscape Ecology** 22: 517-530.
- Vieira, M.V.; Olifiers, N.; Delciellos, A.C.; Antunes, V.Z.; Bernardo, L.R.; Grelle, C.E.V.; Cerqueira, R. 2009. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation** 142:1191-1200
- Waldhoff, P.; Viana, V. M. 1993. Efeito de borda em um fragmento de Mata Atlântica em Linhares, ES. In: **Congresso Florestal Panamericano**, 1. Congresso Florestal Brasileiro, 7. Curitiba, v. 2, p. 41-44.
- Wilcox, B.A.; Murphy, B.B. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. **The American Naturalist** 125:879-887.

- Willis, E. O. 1974. Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology Monographs** 44:153-169.
- Willis, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia** 33:1-25.
- Young, A.; Mitchell, N. 1994. Microclimate and vegetation edge effect in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. **Biological Conservation** 67:63-72.

CAPÍTULO 1

**RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E GRUPOS FUNCIONAIS DE AVES FLORESTAIS
DE UM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA**

***RICHNESS, ABUNDANCE AND FUNCTIONAL GROUPS OF FOREST BIRDS
IN ARAUCARIA FOREST REMNANT***

RESUMO

Este trabalho analisou a riqueza e a abundância de espécies e grupos funcionais de aves florestais considerando-se dois ambientes (borda e interior) e a sazonalidade. A área estudada possui 52 ha sendo caracterizada como um remanescente secundário de Floresta Ombrófila Mista na Região Metropolitana de Curitiba, Paraná. Foram realizadas 17 amostragens entre agosto de 2009 e abril de 2012 utilizando redes de neblina, sendo obtidas 570 capturas pertencentes a 63 espécies e 19 famílias. Diferenças significativas (PERMANOVA) na riqueza e abundância de espécies e guildas entre os dois ambientes e também em relação à sazonalidade foram registradas. As espécies mais abundantes nas capturas foram *Turdus rufiventris* (12,7%) e *Poospiza cabanisi* (9,84%), as quais apresentaram as maiores contribuições (SIMPER) para as amostras de interior (60,9%) e borda (24,6%) do remanescente. As espécies foram distribuídas em 18 grupos funcionais. As guildas mais representativas quanto à riqueza e abundância em ambos os ambientes foram onívoros e frugívoros de borda e interior e granívoros de borda, demonstrando maior plasticidade ecológica das espécies em relação à flexibilidade do uso do habitat. As diferenças na riqueza e abundância de espécies e grupos funcionais refletem de forma direta os efeitos da fragmentação sobre o remanescente, principalmente na estrutura da floresta, com o interior assumindo uma maior semelhança com a borda. No futuro é provável que este remanescente configure uma fisionomia homogênea, beneficiando ainda mais espécies de bordas e clareiras em detrimento daquelas essencialmente silvícolas.

Palavras-Chave: Efeitos de borda, abundância, fragmentação, *Turdus rufiventris*, guildas tróficas.

ABSTRACT

This study examined the richness and abundance of species and functional groups of forest birds considering two forest environments (edge and interior) and seasonality. The study area has 52 ha and is characterized as a secondary Araucaria Forest remnant located in the Metropolitan Region of Curitiba, State of Paraná. Seventeen samplings were conducted between August 2009 and April 2012 using mist nets. A total of 570 birds were captured, belonging to 63 species and 19 families. Significant differences (PERMANOVA) in richness and abundance of species and guilds between two environments and also in relation to seasonality were recorded. The most abundant captured species were *Turdus rufiventris* (12.7%) and *Poospiza cabanisi* (9.84%), both showing the highest percentage contributions (SIMPER) for forest inside (60.9%) and edge samples (24, 6%) into the remnant. Species were organized in 18 functional groups. Considering both environments, the most representative guilds in relation to richness and abundance were omnivores and frugivores of forest edge and interior, and edge seedeaters, demonstrating the great ecological plasticity of this group of species in relation to the flexibility of habitat use. Differences in richness and abundance of species and functional groups directly reflect the effects of fragmentation on the forest remnant, mostly in vegetation structure, with the forest interior increasing similarity with the edge. In the future it is probable that the remnant studied became a homogeneous fitofisionomy, benefiting even more forest edge species in relation to those regarded as primarily forest-dwellers.

Keywords: Edge effects, abundance, fragmentation, *Turdus rufiventris*, trophic guilds.

1. INTRODUÇÃO

A expansão das atividades socioeconômicas tem sido a principal responsável pela modificação e/ou destruição dos habitats naturais (Viana *et al.* 1997; Pires *et al.* 2006). Em todo mundo, a retirada da vegetação nativa para os mais variados tipos de uso da terra tem atingido níveis alarmantes, sendo esta degradação ambiental mais acentuada nos trópicos (Myers, 1988).

A fragmentação florestal é uma das principais causas da perda da biodiversidade (Soulé, 1986; Bierregaard Jr & Lovejoy, 1989; Whitmore, 1997; Davies *et al.* 2000; Fagan *et al.* 2002; Fahrig, 2003). De fato, diversos estudos têm demonstrado que alterações da composição e estrutura das comunidades de aves, e até mesmo a extinção de espécies, tem relação direta com esse processo, como consequência da redução da área dos fragmentos, isolamento, efeitos de borda, criação de barreiras a dispersão, perda de microhabitats, decréscimo de recursos, aumento da predação e competição (Moore & Hooper, 1975; Forman *et al.* 1976; Galli *et al.* 1976; Willis, 1979; Simberloff & Abelle, 1982; Rappole & Morton, 1985; Lovejoy *et al.* 1986; Wilcove *et al.* 1986; Temple & Wiens, 1989; Bierregaard Jr, 1990; Wilcove & Robinson, 1990; Bierregaard Jr *et al.* 1992; Aleixo & Vielliard, 1995; Hagan *et al.* 1996; Restrepo *et al.* 1997; Sisk *et al.* 1997; Terborgh *et al.* 1997; Giraudo *et al.* 2008). A fragmentação da paisagem, o isolamento dos fragmentos, os corredores ecológicos (conectividade) e os efeitos de borda podem ter consequências drásticas para a biodiversidade (Ferraz *et al.* 2007; Awade & Metzger, 2008; Boscolo *et al.* 2008; Martensen *et al.* 2008).

Uma consequência inevitável da fragmentação florestal é o aumento da área de borda, uma vez que a relação perímetro/área dos fragmentos leva à criação de amplas zonas de contato entre o habitat original e a paisagem ao seu redor (Ries *et al.* 2004). Em muitos casos, a paisagem de borda passa a ser uma característica dominante no fragmento e a influência do efeito de borda torna-se extensiva sobre este (Kapos *et al.* 1997), expondo as comunidades do fragmento a uma série de mudanças associadas à borda das florestas (Laurance, 1997).

Os efeitos de borda foram definidos por Murcia (1995) como modificações bióticas e abióticas que ocorrem nas regiões próximas à borda devido à existência do habitat adjacente. Estudos realizados com este enfoque apontam para a influência do efeito de borda sobre modificações na composição das comunidades (Laurance, 2004; Laurance *et al.* 2007), abundância (Ewers & Didham, 2007) e movimentação de exemplares (Laurance *et al.* 2004; Hansbauer *et al.* 2008).

No Brasil diversos estudos foram realizados para investigar as respostas da avifauna à fragmentação na Mata Atlântica, não somente pelo crescente interesse sobre o assunto, mais principalmente pela rápida redução dos ambientes naturais (Willis, 1979; Aleixo & Vielliard, 1995; Anjos & Bóçon, 1999; Anjos, 2001; Marsden *et al.* 2001; Ribon *et al.* 2003; Anjos, 2004; Uezu *et al.* 2005; Anjos, 2006; Martensen *et al.* 2008; Anjos *et al.* 2009, 2011). Embora os resultados obtidos nesses estudos tenham auxiliado sobremaneira o entendimento dos mecanismos relacionados com o desaparecimento (ou diminuição) de algumas espécies e aumento de outras, demonstrando inclusive a importância da utilização de níveis de organização mais refinados como grupos funcionais (Uezu, 2006), os efeitos negativos decorrentes da fragmentação ainda não são totalmente conhecidos.

Como consequência, não são muitos os padrões que podem ser estabelecidos que reflitam os efeitos da fragmentação sobre as comunidades de aves e como esses fatores interagem influenciando o ecossistema. Segundo Restrepo *et al.* (1997), tais variações provavelmente refletem a complexa relação entre a modificação do habitat e a perda da biodiversidade, a diferença entre os locais estudados e um possível descompasso entre a escala dos problemas avaliados e os métodos utilizados.

As aves são consideradas indicadores ecológicos ideais para avaliação da qualidade do ambiente terrestre (Stotz *et al.* 1996) e a análise das respostas das comunidades de aves à fragmentação de florestas proporciona uma forma de avaliar as condições desse ambiente e sua capacidade em manter a biodiversidade do local. Além disso, estão entre os grupos que melhor respondem às mudanças nos habitats naturais (Gardner *et al.* 2008).

O atual conhecimento da avifauna permite também a utilização de níveis de organização mais refinados, como grupos funcionais de espécies e de populações. Essas categorias funcionais, que envolvem características biológicas e ecológicas das aves, se baseiam no reconhecimento de que diferentes espécies podem ter papéis ecológicos semelhantes e que essa divisão apresenta efetiva aplicabilidade nos estudos de comunidades (Simberloff & Dayan, 1991; Henle *et al.* 2004). Desta maneira, a utilização de grupos funcionais auxilia em um melhor entendimento de quais características das espécies está mais associada a uma maior sensibilidade em relação às alterações nos habitats, como tamanho populacional (Shaffer, 1981), guildas tróficas (Willis, 1979; Kattan *et al.* 1994; Renjifo, 1999; Ribon *et al.* 2003), tamanho corporal (Leck, 1979; Willis, 1979), estado de raridade (Newmark, 1999; Renjifo, 1999), ocupação do estrato (Stratford & Stouffer, 1999; Ribon *et al.* 2003), distribuição geográfica (Kattan *et al.* 1994) e capacidade de dispersão (Hanski & Gilpen, 1997; Tischendorf & Fahrig, 2000).

Estudos realizados no Brasil utilizaram um ou mais desses critérios, desde os trabalhos clássicos iniciados na Amazônia (Bierregaard Jr *et al.* 1992) como também em fragmentos da Mata Atlântica nas regiões sul e sudeste (Willis, 1979; Aleixo & Vielliard, 1995; Aleixo, 1999; Anjos & Bóçon, 1999; Cândido Jr, 2000; Anjos, 2001; Ribon *et al.* 2003; Anjos, 2004; Donatelli *et al.* 2004; Antunes, 2005; Uezu *et al.* 2005; Anjos, 2006; Antunes, 2007; Donatelli *et al.* 2007; Martensen *et al.* 2008; Anjos *et al.* 2009, 2011).

O grau de tolerância de cada espécie às modificações no seu ambiente varia conforme sua capacidade de modificar ou ampliar seu nicho, ajustando-o às novas condições do habitat (Welty & Baptista, 1962). Desta forma, a resposta de cada espécie será diferente em relação ao processo de fragmentação. Por outro lado, espécies capazes de utilizar florestas secundárias estão menos sujeitas à extinção local do que aquelas que dependem exclusivamente de florestas primárias ou pouco perturbadas, justamente pela maior plasticidade ecológica (Laurance, 2007; Bradshaw *et al.* 2009; Gardner *et al.* 2009).

Dentro desse contexto, o objetivo principal deste capítulo foi analisar diferenças espaciais e temporais na composição e estrutura da comunidade de

aves florestais em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, considerando, em particular, o efeito de borda. Pretende-se testar as seguintes hipóteses: (i) a riqueza e abundância de espécies e guildas funcionais da avifauna florestal comportam-se de maneira distinta em relação ao efeito de borda e a sazonalidade em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, (ii) as aves de guildas generalistas são mais comuns e ocorrem em maior abundância na borda do que no interior desse remanescente.

2. MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A área estudada pertence à Refinaria Presidente Getúlio Vargas (REPAR), unidade da Petróleo Brasileiro S.A (PETROBRAS), localizada no município de Araucária, estado do Paraná, integrando com outros 28 municípios a Região Metropolitana de Curitiba (RMC), a mais populosa do estado, com aproximadamente 3,5 milhões de habitantes (PMC, 2007).

A região apresenta o relevo com variações altitudinais entre 870 e 920 m s.n.m, colinoso e moderadamente ondulado (Salamuni *et al.* 2004), localizada em uma região natural denominada “Primeiro Planalto Paranaense” tendo as vertentes da Escarpa Devoniana a oeste e o complexo montanhoso da Serra do Mar a leste (Maack, 1981), estando inserida na Bacia Hidrográfica do alto rio Iguaçu.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima na região é do tipo *Cfb*, ou seja, mesotérmico subtropical úmido sem estação seca e com verões quentes (temperatura média no mês mais frio de 18°C e mês mais quente abaixo de 22°C), com médias anuais entre 16 e 18°C e a pluviosidade anual variando entre 1.200 e 1.500 mm (PARANÁ, 1987; IAPAR, 2007).

A região está inserida nos domínios do Bioma Mata Atlântica que contempla as Florestas Ombrófilas (Atlântica e Mista) e as Florestas Estacionais (Semidecidual e Decidual) e parte dos campos nos estados do Paraná e Santa Catarina (IBGE, 2004).

A vegetação na área de estudo é constituída por remanescentes de Floresta Ombrófila Mista Montana (Veloso *et al.* 1991) e núcleos de campos

limpos naturais, ambos em diferentes graus de transformação, em sua maior parte descaracterizados por atividades humanas, áreas de capoeiras em estágios distintos de sucessão e pequenas extensões com plantios de arbóreas exóticas, principalmente *Pinus elliottii* e *Eucalyptus grandis*. Apresenta ainda um pequeno riacho (arroio Saldanha) que percorre aproximadamente dois quilômetros de extensão, atravessando áreas florestadas e abertas, chegando ao rio Barigui, que posteriormente deságua no rio Iguaçu, o maior curso d'água do estado (Maack, 1981).

As florestas ripárias do Arroio Saldanha, assemelham-se aquelas encontradas ao longo dos rios Barigui e Iguaçu são dominadas por *Sebastiania brasiliensis* e *S. commersoniana* (Euphorbiaceae) e *Myrcia hatschbachii* e *Myrciaria tenella* (Myrtaceae) como destacado por Klein e Hatschbach (1962) e Roderjan *et al.* (2002). Completando a fisionomia vegetal ocorrem ainda Formações Pioneiras com Influência Flúvio Lacustre, conhecidas popularmente como várzeas, sobre solos influenciados pelo regime hídrico dos rios, representadas principalmente pelas famílias Poaceae e Cyperaceae, *Typha angustifolia* (Typhaceae), a arbórea *Erithryna crista-galli* (Fabaceae) e a exótica invasora *Hedychium coronarium* (Zingiberaceae).

Também são encontradas edificações, estradas, caminhos secundários, oleodutos e inúmeras linhas de transmissão de energia elétrica, os quais influenciaram diretamente nos processos de fragmentação da área.

Nas adjacências da REPAR as alterações na vegetação original são decorrentes da intensa expansão urbana e industrial dos municípios de Araucária e Curitiba, muitas vezes de forma ilegal, como observado ao longo das margens dos rios Barigui e Iguaçu, extração de areia e saibro, agricultura e, em menores proporções, pecuária de subsistência.

O remanescente florestal estudado possui 52 ha (25°34'58"S - 49°25'21"W) (Figura 1) com altitude variando entre 880 e 900 m s.n.m, com vegetação secundária e descaracterizada, formada por estágios sucessionais distintos e submetidos a inúmeras alterações, como o intenso corte seletivo ocorrido no passado, principalmente de espécies de valor comercial como *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae), *Ocotea porosa* (Lauraceae) e *Cedrela fissilis* (Meliaceae).

Para o estudo foram definidos dois ambientes, borda e interior, sendo o primeiro caracterizado justamente pela área marginal do remanescente florestal, que sofre influência do meio externo, e por isso apresenta diferenças físicas e estruturais em relação ao interior. Sua vegetação é esparsa e composta por espécies arbóreas de médio porte, em sua maioria representada por árvores jovens, com estrato superior não ultrapassando 10 m de altura. Destacam-se neste ambiente as seguintes espécies arbóreas: *Mimosa scabrella* (Mimosoideae), *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae), *Podocarpus lambertii* (Podocarpaceae), *Alophylus edulis* (Sapindaceae), *Solanum granuloso-leprosum* (Solanaceae) entre outras, formando em alguns locais um habitat heterogêneo com áreas de contato com capoeiras, dominadas por arbustos (Asteraceae).

O ambiente de interior foi considerado a 60 metros de distância da borda e apresentou maior estruturação e estratificação da vegetação, com espécies arbóreas de médio e grande porte, formando três estratos e denso sub-bosque. Neste local destacam-se as seguintes espécies arbóreas: *Lithraea brasiliensis* e *Ilex brevicuspis* (Aquifoliaceae), *Syagrus romanzoffiana* (Arecaceae), *Ocotea pulchella* (Lauraceae), *Campomanesia xanthocarpa* (Myrtaceae), *Myrsine umbellata* (Myrsinaceae), *Podocarpus lambertii* (Podocarpaceae), *Prunus sellowii* (Rosaceae), *Zanthoxylum rhoifolium* (Rutaceae), *Alophylus edulis* (Sapindaceae) e *Vitex megapotamica* (Verbenaceae). Também foram observados alguns exemplares de *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) e *Cedrela fissilis* (Meliaceae) que formam o estrato superior da floresta, alcançando 20 m de altura.

Contudo, a fragmentação da floresta causou efeitos negativos em seu sub-bosque (Ver mais detalhes no Capítulo 2), apresentando alguns locais dominados por espécies exóticas como as gramíneas *Brachiaria* sp. e *Panicum maximum* (Poaceae) e arbóreas como *Ligustrum vulgare* (Oleaceae), sendo esta a mais abundante e com maior potencial invasor, assim como observado com *Pinus elliottii*, os quais se estabelecem no interior da floresta em razão da sua desestruturação florística.

Além dos gêneros *Pinus* e *Eucalyptus*, e *Ligustrum vulgare* ocorrem ainda outras arbóreas exóticas, tais como: *Melia azedarach* (Meliaceae), *Morus nigra*

(Moraceae), *Psidium guajava* (Myrtaceae), *Houvenia dulcis* (Rhamnaceae) e *Eriobotrya japonica* (Rosaceae).

Em razão de todos os fatores supracitados, a área pode ser definida como um mosaico entre ambientes naturais e antropizados, com maiores extensões destes últimos, cenário repetido em grande parte da RMC.

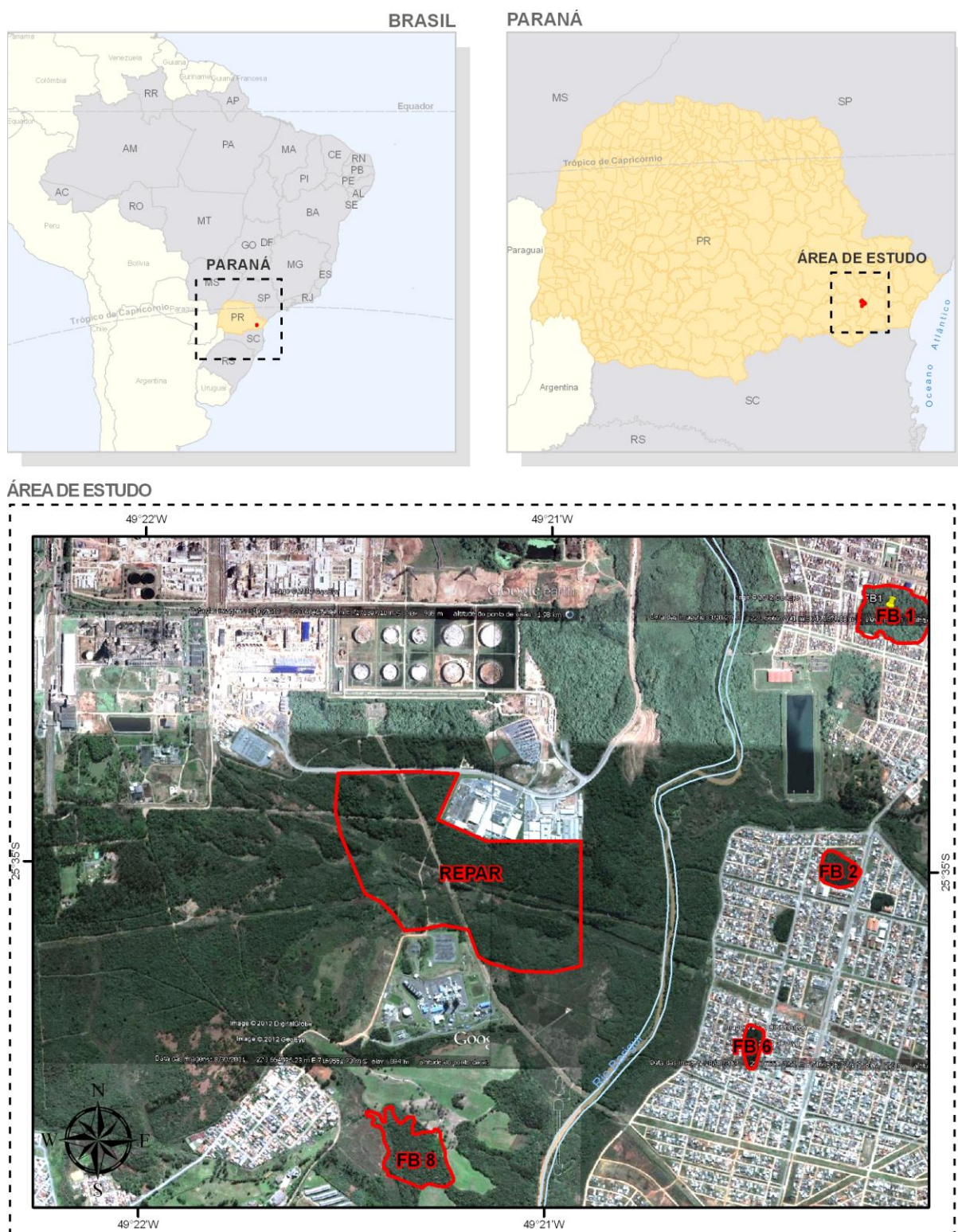


Figura 1. Mapa de localização da região estudada. Imagem aérea da REPAR. Fonte: *Google Earth*.

2.2 COLETA DE DADOS

O estudo foi desenvolvido no período entre agosto de 2009 e abril de 2012 distribuídas em 17 amostragens de campo com dois dias de duração cada, utilizando-se exclusivamente o método de captura em redes de neblina. As amostragens ocorreram em agosto de 2009, fevereiro, março, abril, junho, julho, agosto e novembro de 2010, abril, maio, julho, agosto, novembro e dezembro de 2011 e fevereiro, março e abril de 2012. Sendo que as demais amostragens não puderam ser realizadas em razão de impedimentos logísticos e institucionais, e principalmente em razão das condições climáticas adversas (chuvas intensas e longos períodos chuvosos), os quais impediram a utilização do método de captura.

Para as capturas foram utilizadas 10 redes de neblina (10 X 2,5 m, com malhas 19 e 25 mm) instaladas em dois ambientes distintos: borda e interior do fragmento florestal, repetidamente nos mesmos locais durante todo estudo, sendo cinco redes em cada ambiente. O esforço de captura totalizou 3.060 horas/rede sendo calculado através da multiplicação do número de redes utilizadas X tempo de utilização das mesmas (Roos, 2002).

Todas as aves capturadas foram marcadas com anilhas metálicas do CEMAVE através de autorização de anilhamento deste centro (nº 1125) e captura (SISBIO nº 28239-1). As redes permaneceram abertas no período das 6:30 as 18:30 h e fechadas ao anoitecer, sendo revisadas em intervalos de 15 a 20 minutos, sendo as aves soltas no mesmo local de captura. A classificação taxonômica das espécies seguiu o proposto pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2011).

As espécies foram categorizadas em guildas (grupos ecológicos funcionais) segundo Willis (1979), considerando-se a natureza do item alimentar, estrato e substrato de forrageamento, tamanho corporal e período de atividade, visando agrupar espécies com hábitos e comportamentos semelhantes. A utilização de guildas ou de outros grupos funcionais auxilia na avaliação dos processos ecológicos envolvidos nas mudanças das comunidades (Croonquist & Brooks, 1991; Aleixo, 1999; Fischer *et al.* 2007).

Foram consideradas as seguintes guildas: **FOc** (Grandes frugívoros e onívoros de copa), **POc** (Pequenos onívoros de copa), **POei** (Pequenos onívoros de estrato inferior), **OFbi** (Onívoros ou frugívoros de borda e interior), **GFs** (Grandes frugívoros de solo), **Cd** (Carnívoros diurnos), **Itg** (Insetívoros de tronco e galho), **Aeb** (Aves de estrato baixo comedoras de grandes artrópodes), **Pls** (Pequenos insetívoros de solo), **Pleb** (Pequenos insetívoros de estrato baixo), **Ibb** (Insetívoros de bambusais ou densas brenhas), **Iem** (Insetívoros de estrato médio), **Plc** (Pequenos insetívoros de copa), **Ib** (Insetívoros de borda), **N** (Nectarívoros), **Gb** (Granívoros de borda), **Iaa** (Pequenos e médios insetívoros de áreas abertas) e **Glaa** (Grandes insetívoros de áreas abertas).

O status de ocorrência das espécies foi baseado no proposto por Bornschein (2001) com algumas adaptações: **residente** (espécie que reproduz ou supostamente reproduz na região de estudo), **visitante regular** (espécie que reproduz fora da região de estudo e que a utiliza regularmente para deslocamento, pouso, abrigo e alimentação várias vezes em um ano), **visitante irregular** (difere da categoria anterior pelo fato da espécie utilizar a região de estudo esporadicamente, com até 10 registros ao longo de vários anos, ou com vários registros em um ou dois anos e nenhum em outros) e **migrante regular do norte** (espécie que reproduz distante ao norte da região de estudo (Américas Central e do Norte) e que nela é registrada durante seu movimento migratório regular, utilizando-a em todos ou praticamente todos os anos).

As espécies endêmicas da Mata Atlântica seguiram as proposições de Stotz *et al.* (1996) e Bornschein & Reinert (2000). A inclusão de *Poospiza cabanisi* como endemismo foi baseada em interpretação pessoal do artigo de revalidação da espécie (Assis *et al.* 2007).

As estações do ano foram agrupadas da seguinte maneira: janeiro, fevereiro e março (verão), abril, maio e junho (outono), julho, agosto e setembro (inverno) e outubro, novembro e dezembro (primavera).

A abundância relativa das espécies foi calculada através da fórmula: **$Ar=a/n.100$** , sendo **a** o número de exemplares capturados de cada espécie e **n** o número total de exemplares capturados.

2.3 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Análises multivariadas foram utilizadas para descrição dos padrões de riqueza e abundância de aves em relação aos fatores ambiente (borda e interior) e estações do ano, sendo os dados de abundância agregados em nível específico e guildas (grupos ecológicos funcionais).

Foram realizadas análises de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), análises de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) e análises de quebra de porcentagem da similaridade (SIMPER). As matrizes de similaridade foram construídas com os dados transformados (raiz quadrada) da abundância das aves e guildas nos ambientes (borda e interior) e estações do ano por meio do coeficiente de *Bray-Curtis*.

As análises de ordenamento NMDS foram utilizadas para observar os padrões de semelhança da abundância de espécies e guildas em relação aos fatores considerados. A interpretação do ordenamento consiste em verificar a similaridade entre as amostras, indicada pela proximidade espacial ao longo dos eixos de ordenação (Clarke & Gorley, 2006). A distorção da resolução das dimensões da ordenação é medida através do *stress*, um valor baixo de *stress* indica que as distâncias no diagrama refletem bem as distâncias originais (Clarke, 1993).

A avaliação de diferenças significativas entre os fatores foi realizada através de análises de variância multivariada permutacional – PERMANOVA (Anderson, 2001). Ambos os fatores foram considerados como efeito fixo e o número de permutações utilizado foi 9999. Fatores com resultados significativos foram posteriormente analisados por comparações par a par.

A análise de SIMPER foi utilizada para detectar quais espécies e guildas mais contribuíram para as similaridades e dissimilaridades entre os fatores considerados (Clarke, 1993).

As análises NMDS, PERMANOVA e SIMPER foram realizadas utilizando o pacote PERMANOVA + no *software* Primer (versão 6.0) (Clarke & Gorley, 2006). Histogramas de frequência relativa foram construídos para observação

da riqueza e abundância das aves capturadas em relação às guildas mais representativas nos ambientes de borda e interior e estações do ano.

3. RESULTADOS

3.1 Riqueza e Composição de espécies

A riqueza e abundância de espécies de aves florestais foram avaliadas em dois ambientes distintos, borda e interior, sendo que nesta análise foram incluídas algumas espécies capturadas que não apresentam dependência direta de áreas florestais, ocorrendo ocasionalmente em bordas, onde costumam buscar alimento, abrigo ou até mesmo local para nidificação, tais como: *Columbina talpacoti*, *Colaptes campestris*, *Thamnophilus ruficapillus*, *Furnarius rufus*, *Synallaxis ruficapilla*, *Poecilatriccus plumbeiceps*, *Myiophobus fasciatus*, *Tyrannus melancholicus*, *Troglodytes musculus*, *Zonotrichia capensis*, *Volatinia jacarina*, *Sporophila caerulescens* e *Geothlypis aequinoctialis*. A ocorrência de algumas destas espécies na borda da floresta é determinada pela sua proximidade com estágios sucessionais distintos como capoeiras, áreas abertas naturais ou antropizadas.

Foram obtidas 570 capturas (incluídas 124 recapturas, sendo 77 no ambiente de borda e 47 no interior) pertencentes a 63 espécies e 19 famílias (Anexo 1). Deste total, 12 espécies (quatro famílias) pertencem a Não Passeriformes, que totalizaram 73 capturas, enquanto 51 espécies e 15 famílias representaram a Ordem Passeriformes, a qual foi dividida em 26 espécies Suboscines (166 capturas) e 23 Oscines (332 capturas) distribuídos em oito e sete famílias, respectivamente.

Segundo Stotz *et al.* (1996) e Bornschein & Reinert (2000), *Florisuga fusca*, *Stephanoxis lalandi*, *Picumnus temminckii*, *Xiphorhynchus fuscus*, *Lepidocolaptes falcinellus*, *Synallaxis ruficapilla*, *Cranioleuca obsoleta*, *Clibanornis dendrocolaptoides*, *Chiroxiphia caudata*, *Tangara preciosa*, *Stephanophorus diadematus* e *Poospiza cabanisi* são consideradas endêmicas da Mata Atlântica (Anexo 1).

No ambiente de borda ocorreram 434 capturas pertencentes a 62 espécies e no interior da floresta obteve-se 136 capturas de 21 espécies (Tabela 1). As espécies *Poospiza cabanisi* (n=54), *Turdus rufiventris* (n=33), *Zonotrichia capensis* (n=28), *Columbina talpacoti* (n=26) e *Basileuterus culicivorus* (n=25) apresentaram os maiores valores quanto ao número de capturas na borda, enquanto no interior as espécies mais representativas foram *T. rufiventris* (n=46), *Turdus albicollis* (n=20), *B. culicivorus* (n=17), *Conopophaga lineata* e *Basileuterus leucoblepharus* com seis capturas cada (Anexo 1).

Ainda no interior ocorreu a captura de uma espécie exclusiva, *Turdus flavipes*, enquanto na borda ocorreram 42 espécies exclusivas (Anexo 1). Ademais, 20 espécies tiveram capturas em ambos os ambientes: *Leptotila verreauxi*, *L. rufaxilla*, *Veniliornis spilogaster*, *Thamnophilus caerulescens*, *Conopophaga lineata*, *Xiphorhynchus fuscus*, *Lepidocolaptes falcinellus*, *Synallaxis cinerascens*, *Clibanornis dendrocolaptoides*, *Platyrrinchus mystaceus*, *Lathrotriccus euleri*, *Pitangus sulphuratus*, *Cyclarhis gujanensis*, *Turdus rufiventris*, *T. amaurochalinus*, *T. albicollis*, *Saltator similis*, *Poospiza cabanisi*, *Basileuterus culicivorus* e *B. leucoblepharus* (Anexo 1).

As famílias mais representativas quanto à riqueza foram Tyrannidae com 13 espécies capturadas, Thraupidae (n=7), Furnariidae (n=6) e Emberizidae com cinco espécies (Anexo 1) e somadas correspondem a 31 espécies e 78,6% do total de exemplares capturados enquanto as 15 outras famílias totalizaram 32 espécies e 21,4%. Já a maior representatividade nas capturas correspondeu a Turdidae (n=125), Emberizidae (n=95), Tyrannidae (n=67) e Parulidae com 64 capturas (Anexo 1).

A abundância relativa das espécies considerando-se os dois ambientes variou entre 0,22% com apenas um exemplar capturado (*Florisuga fusca*, *Stephanoxis lalandi*, *Colaptes melanochloros*, *C. campestris*, *Lochmias nematura*, *Pachyramphus polychopterus*, *Elaenia obscura*, *Knipolegus cyanirostris*, *Tyrannus melancholicus*, *Myiarchus swainsoni*, *Vireo olivaceus*, *Turdus flavipes*, *Pipraeidea melanonota*, *Conirostrum speciosum*, *Volatinia jacarina* e *Cacicus chrysopterus*) e 12,7% com 57 exemplares (*Turdus rufiventris*) (Anexo 1).

A análise de ordenamento de NMDS representou as diferenças existentes nas capturas entre borda e interior (Figura 2) e também em relação à sazonalidade (Figura 3).

A riqueza de espécies capturadas em relação à sazonalidade foi de 40 no outono e verão, 39 na primavera e 31 no inverno (Tabela 1). Já o número de capturas obtidas foi verão (n=170), primavera (n=140), inverno (n=133) e outono com 127 capturas, apresentando também diferenças entre os ambientes de borda e interior em relação à riqueza, abundância e estações do ano (Tabela 1).

Ocorreram ainda variações sazonais na riqueza e abundância das espécies sendo que 45 espécies (71,4% do total) somaram 480 capturas, 84,2% do total, sendo consideradas residentes (Anexo 1). Embora algumas destas não tenham sido capturadas em uma ou mais estação, tiveram registro confirmado na REPAR através de contato visual e auditivo (Ver mais detalhes Capítulo 2). Outras 18 espécies, 28,6% do total, foram consideradas visitantes regulares (*Pachyramphus polychopterus*, *P. validus*, *Elaenia flavogaster*, *E. parvirostris*, *E. mesoleuca*, *E. obscura*, *Myiophobus fasciatus*, *Lathrotriccus euleri*, *Myiodynastes maculatus*, *Tyrannus melancholicus*, *Myiarchus swainsoni*, *Turdus amaurochalinus*, *Volatinia jacarina* e *Sporophila caerulea*), visitantes irregulares (*Florisuga fusca*, *Turdus flavipes* e *Haplospiza unicolor*) ou migrante regular do norte (*Vireo olivaceus*) os quais somaram 90 capturas correspondendo a 15,8% do total.

Tabela 1. Número de espécies (N esp) e (N cap) exemplares capturados na REPAR em relação às estações do ano e os ambientes amostrados de borda e interior.

Estações	N esp	N cap	Borda N esp	Borda N cap	Interior N sp	Interior N cap
Primavera	39	140	36	119	9	21
Verão	40	170	36	142	12	28
Outono	40	127	37	95	13	32
Inverno	31	133	29	78	14	55
Total	63	570	62	434	21	136

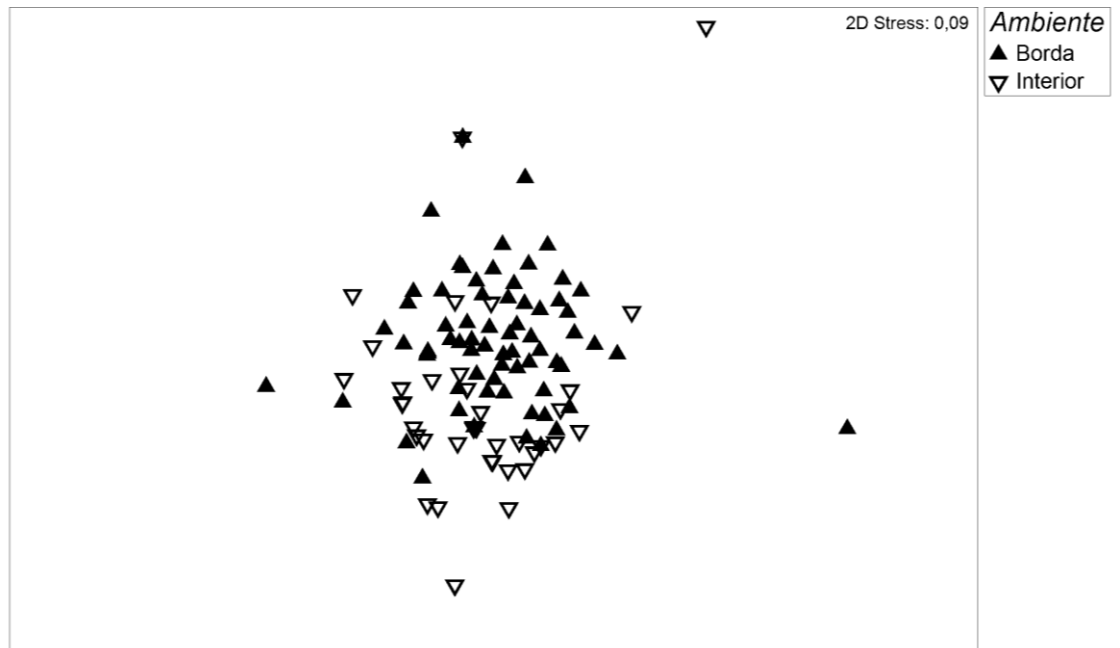


Figura 2. Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada em dados de captura de aves nos ambientes de borda e interior.

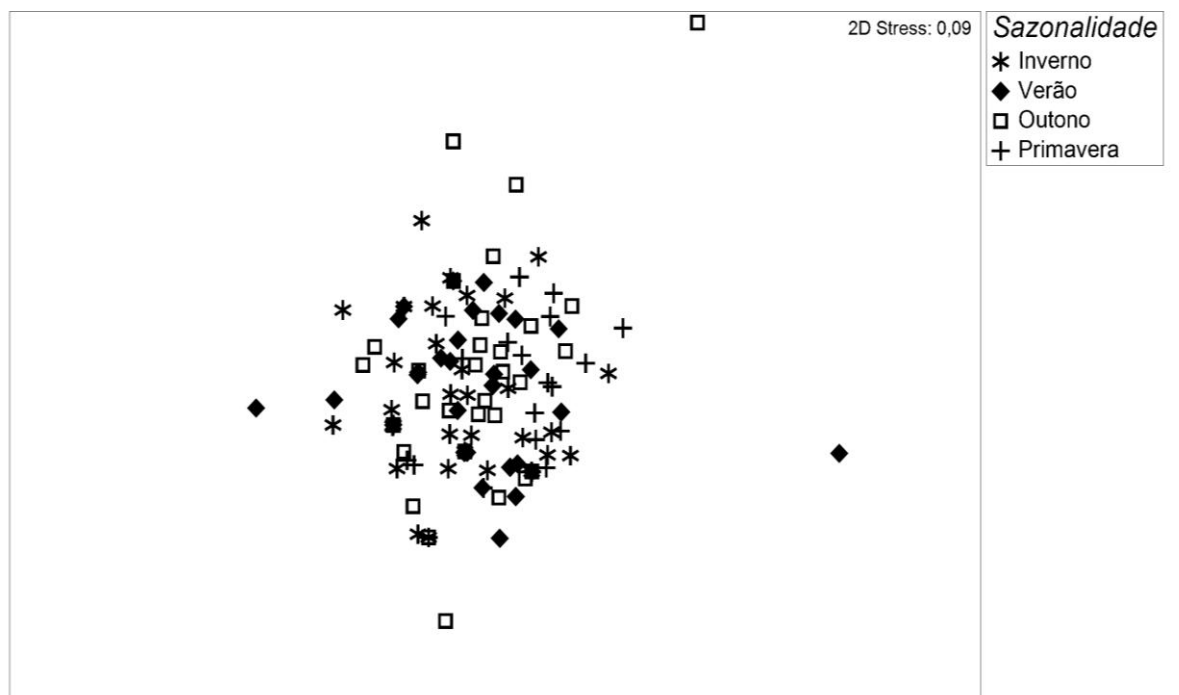


Figura 3. Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada em dados de captura de aves em relação à sazonalidade.

Segundo a análise de PERMANOVA houve diferença significativa na riqueza e abundância de aves entre os ambientes de borda e interior e também em relação à sazonalidade (Tabela 3), sendo que posteriores comparações par

a par demonstraram que tais diferenças estiveram relacionadas à primavera e as demais estações (Tabela 4).

Tabela 3. PERMANOVA calculada a partir da matriz de similaridade de *Bray-Curtis* para abundância de aves capturadas nos ambientes de borda e interior. Itens em negrito representam diferenças significativas.

	GI	SQ	QM	F	P
Ambiente	1	30478	30478	8,0966	0,0001
Sazonalidade	3	16792	5597,3	1,4869	0,041
Ambiente X Sazonalidade	3	12802	4267,5	1,1336	0,2713
Resíduo	121	4,5549	3764,4		
Total	128	5,1616			

Tabela 4. PERMANOVA calculada a partir de comparações em pares entre as estações do ano em relação as aves capturadas nos ambientes de borda e interior. Itens em negrito representam diferenças significativas.

Sazonalidade	T	P	PU
Inverno X Verão	0,97346	0,4977	9923
Inverno X Outono	0,7305	0,8896	9922
Inverno X Primavera	1,6817	0,0037	9919
Verão X Outono	0,83847	0,7553	9900
Verão X Primavera	1,4565	0,0226	9913
Outono X Primavera	1,5396	0,0131	9937

De acordo com a análise de SIMPER, as maiores contribuições para o ambiente de borda foram *Poospiza cabanisi* (24,6%), *Turdus rufiventris* (23,3%) e *Basileuterus culicivorus* (9,4%) enquanto para o ambiente de interior foram *T. rufiventris* (60,9%), *B. culicivorus* (17,4%) e *Turdus albicollis* com 14,5% (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados da análise de SIMPER para as espécies capturadas com maior contribuição percentual para os ambientes de borda e interior.

Espécies	Borda (12,1%)	Interior (20,1%)
<i>B. culicivorus</i>	9,5	17,4
<i>B. leucoblepharus</i>	2,7	-
<i>C. talpacoti</i>	4,1	-
<i>E. parvirostris</i>	1,34	-
<i>F. rufus</i>	1,5	-
<i>M. fasciatus</i>	2,9	-
<i>P. cabanisi</i>	24,6	-
<i>P. temminckii</i>	4,1	-
<i>T. caerulescens</i>	6,6	-
<i>T. albicollis</i>	-	14,5
<i>T. amaurochalinus</i>	2,3	-
<i>T. rufiventris</i>	23,3	60,9
<i>Z. capensis</i>	6,8	-

A análise de SIMPER demonstrou diferenças entre as estações do ano (Tabela 4). Contudo, *T. rufiventris* foi responsável pelas maiores contribuições em todas as estações, outono (43,9%), inverno (44,1%), primavera (57,6%) e verão com 36,3% (Tabela 4) seguido de *B. culicivorus* com 17,1% (outono), 16,8% (inverno) e 24,2% (verão), não apresentando contribuição na primavera, sendo superada por *Turdus amaurochalinus* com 17,5% (Tabela 4).

Tabela 4. Resultados da análise de SIMPER para as espécies capturadas com maior contribuição percentual em relação à sazonalidade.

Espécies	Outono (10,3%)	Inverno (12,9%)	Primavera (17,6%)	Verão (13,6%)
<i>B. culicivorus</i>	17,1	16,8	-	24,2
<i>B. leucoblepharus</i>	4,1	4,7	-	2,8
<i>C. talpacoti</i>	-	-	2,9	3,1
<i>C. lineata</i>	2,7	-	-	2,4
<i>F. rufus</i>	-	-	1,7	-
<i>M. fasciatus</i>	-	-	-	3,2
<i>P. cabanisi</i>	10,9	7,2	-	13,4
<i>P. temminckii</i>	-	-	1,9	-
<i>S. diadematus</i>	-	2,3	-	-
<i>T. caerulescens</i>	-	8,1	-	5,9
<i>T. albicollis</i>	9,7	8,9	6,1	-
<i>T. amaurochalinus</i>	-	-	17,5	-
<i>T. rufiventris</i>	43,9	44,1	57,6	36,3
<i>X. fuscus</i>	2,3	-	-	-
<i>Z. capensis</i>	-	-	3,1	-

3.1.1 Guildas

As espécies capturadas representaram 18 diferentes guildas tróficas sendo as mais representativas OFbi (Onívoros ou frugívoros de borda e interior) com 12 espécies, Gb (Granívoros de borda) com seis espécies e POc (Pequenos onívoros de copa), Itg (Insetívoros de tronco e galho) e Plc (Pequeno insetívoros de copa) com cinco espécies cada (Anexo 1).

Assim como verificado para riqueza e abundância de espécies a análise de ordenamento de NMDS representou as diferenças existentes entre as guildas nos ambientes de borda e interior (Figura 4) e também em relação à sazonalidade (Figura 5).

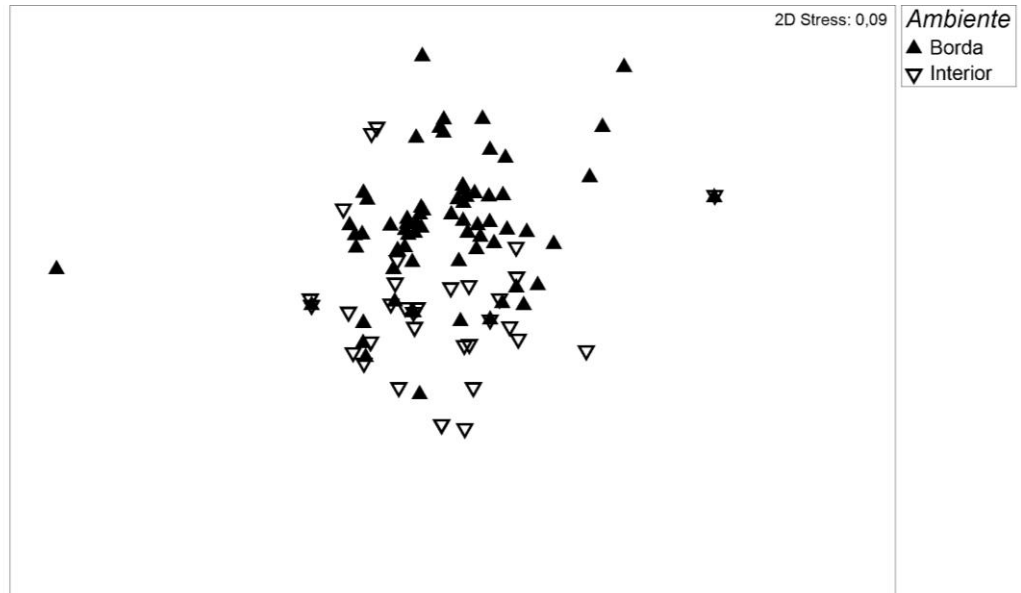


Figura 4. Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada nas guildas tróficas das aves capturadas nos ambientes de borda e interior.

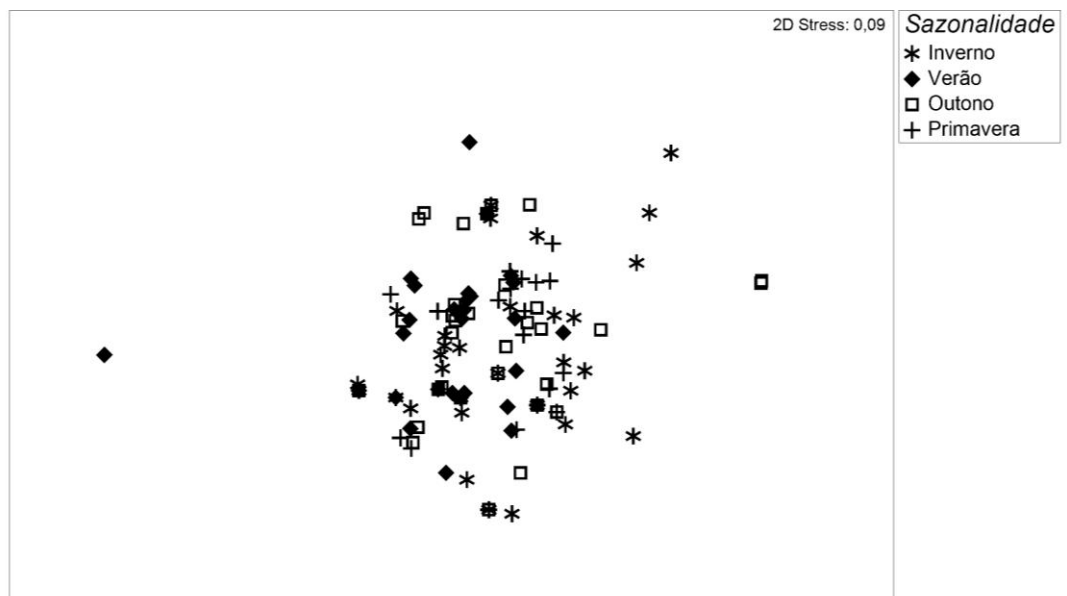


Figura 5. Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada nas guildas tróficas das aves capturadas em relação à sazonalidade.

Segundo a análise de PERMANOVA houve diferença significativa entre os ambientes de borda e interior e também em relação à sazonalidade (Tabela 5), sendo que posteriores comparações par a par também demonstraram diferenças entre primavera e as demais estações (Tabela 6).

Tabela 5. PERMANOVA calculada a partir da matriz de similaridade de *Bray-Curtis* em relação às guildas tróficas de aves capturadas nos ambientes de borda e interior. Itens em negrito representam diferenças significativas.

	GI	SQ	QM	F	P
Ambiente	1	35459	35459	0,0001	9943
Sazonalidade	3	19930	6643,4	0,0041	9917
Ambiente X Sazonalidade	3	10047	3348,8	0,2856	9916
Resíduo	121	3,4746	2871,6		
Total	128	4,1379			

Tabela 6. PERMANOVA calculada a partir de comparações em pares entre as estações do ano em relação às guildas tróficas de aves capturadas. Itens em negrito representam diferenças significativas.

Sazonalidade	T	P	PU
Inverno X Verão	1,2708	0,1486	9956
Inverno X Outono	0,70623	0,8144	9946
Inverno X Primavera	1,967	0,0038	9932
Verão X Outono	1,4037	0,0825	9946
Verão X Primavera	2,0773	0,0036	9939
Outono X Primavera	1,7676	0,0111	9944

A análise de SIMPER em relação às guildas apresentou como maiores contribuições Gb (39,1%) e OFbi (28,1%) para o ambiente de borda e OFbi (58,5%) e Pleb (Pequenos insetívoros de estrato baixo) com 21,4% para o interior da floresta (Tabela 7).

Em relação à sazonalidade, as maiores contribuições foram OFbi para outono (41,3%), inverno (32,5%) e primavera (74,9%) e Pleb (37,1%) para o verão (Tabela 8).

Tabela 7. Resultados da análise de SIMPER para as guildas com maior contribuição percentual para os ambientes de borda e interior. **Guildas:** **Gb** (Granívoros de borda), **Itg** (Insetívoros de tronco e galho), **OFbi** (Onívoros ou frugívoros de borda e interior), **Pleb** (Pequenos insetívoros de estrato baixo), **Pls** (Pequenos insetívoros de solo), **POei** (Pequenos onívoros de estrato inferior).

Guildas	Borda (27,1%)	Interior (28,2%)
Gb	39,1	-
Itg	4,2	-
OFbi	28,1	58,5
Pleb	15,6	21,4
Pls	3,2	-
POei	-	10,6

Tabela 8. Resultados da análise de SIMPER para as guildas com maior contribuição percentual em relação à sazonalidade. **Guildas:** **Gb** (Granívoros de borda), **Itg** (Insetívoros de tronco e galho), **OFbi** (Onívoros ou frugívoros de borda e interior), **Pleb** (Pequenos insetívoros de estrato baixo), **Pls** (Pequenos insetívoros de solo), **POei** (Pequenos onívoros de estrato inferior).

Guildas	Outono (20,1%)	Inverno (12,9%)	Primavera (33,6%)	Verão (31,2%)
Gb	18,6	8,4	12,8	16,5
Itg	-	5,6	-	-
OFbi	41,3	32,5	74,9	32,9
Pleb	16,8	30,4	-	37,1
Pls	7,8	7,7	-	5,6
POei	-	8,2	3,4	-

As maiores frequências relativas quanto à riqueza de espécies corresponderam as guildas Gb (9,5%), OFbi (17,5%), e Itg (7,9%) para o ambiente de borda, enquanto OFbi (7,9%) e Pleb (6,3%) foram mais representativas para o interior da floresta (Figura 10 a).

Quanto a abundância, as guildas com maior contribuição foram Gb (20,9%) e OFbi (19,3%) para a borda e OFbi (9,1%) e Pleb (4,7%) para o interior (Figura 10 b).

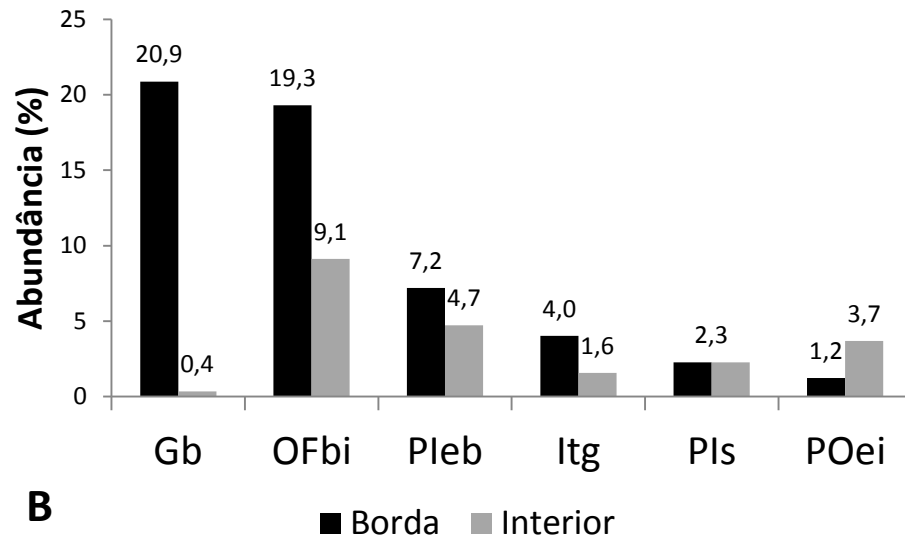
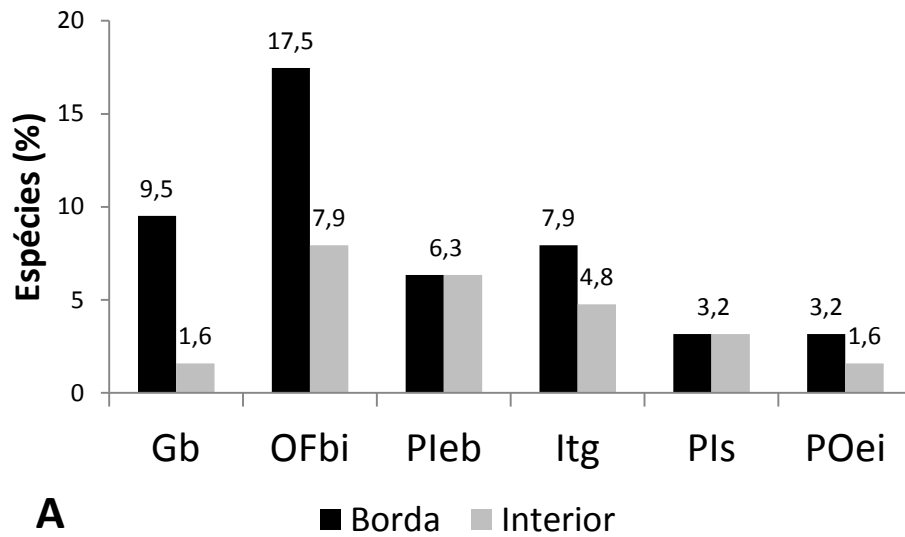


Figura 6. Frequência relativa das guildas mais representativas nos ambientes de borda e interior. A) Riqueza de espécies e B) Abundância de exemplares. **Guildas:** **Gb** (Granívoros de borda), **OFbi** (Onívoros ou frugívoros de borda e interior); **Pleb** (Pequenos insetívoros de estrato baixo), **Itg** (Insetívoros de tronco e galho), **Pls** (Pequenos insetívoros de solo), **POei** (Pequenos onívoros de estrato inferior).

4. DISCUSSÃO

A riqueza e abundância obtidas na REPAR, 63 espécies e 446 exemplares capturados, apresentaram diferenças quando comparadas a outros estudos realizados na Mata Atlântica nos estados do Paraná, Abe (1997) com 102 espécies e 1.009 exemplares capturados, Carrano (2006) com 93/1.315, Bispo & Scherer-Neto (2010) com 48/501; Santa Catarina, Marterer (1996) com 73/548 e Roos (2002) com 46/430; São Paulo, Develey & Martesen (2006) com 46/626 e Martensen (2008) 117/4.818 e Minas Gerais, Loures-Ribeiro *et al.* (2011) com 38 espécies e 146 exemplares capturados.

Contudo, cabe ressaltar que tais diferenças podem ter sido determinadas pelas características ambientais de cada localidade estudada (composição e estrutura vegetacional, extensão da área) e metodológicas (esforço amostral, quantidade e especificações das redes). De todos estes estudos realizados, Bispo & Scherer-Neto (2010) amostraram a área mais similar à REPAR considerando-se a estrutura vegetacional, embora em fragmento florestal de menor tamanho (~10 ha).

As famílias mais representativas quanto à riqueza de espécies capturadas foram Tyrannidae, Thraupidae, Furnariidae e Emberizidae seguindo padrão similar de outros estudos realizados na Mata Atlântica (Marterer, 1996; Abe, 1997; Roos, 2002; Carrano, 2006; Bispo & Scherer-Neto, 2010).

Embora estudos com aves baseados na captura em redes de neblina apresentem críticas quanto à sua eficácia (Poulsen, 1996; Remsen & Good, 1996) alguns autores consideram o método mais eficiente para estudos de aves de sub-bosque (Karr, 1979, 1981; Wong, 1986). Apesar das limitações do uso de redes de neblina para amostragem de aves (Remsen & Good, 1996) este método pode ser considerado importante para algumas situações, na medida em que permite capturar espécies que vivem na parte inferior da floresta, principalmente aquelas com comportamento críptico (Sodhi *et al.* 2004; Barlow *et al.* 2006). Além disso, redes de neblina são particularmente eficientes para estudos que visem comparar dados, uma vez que estes são menos

influenciados por diferenças do observador, minimizando erros na diagnose das espécies, possibilitando marcar exemplares, identificar recapturas e deslocamentos (Karr, 1981; Pearman, 2002).

Durante o estudo, duas espécies foram registradas exclusivamente através de captura em redes de neblina (*Knipolegus cyanirostris* e *Haplospiza unicolor*) demonstrando a importância na aplicação de diferentes técnicas de pesquisa, corroborando com outros estudos que também tiveram espécies constatadas apenas desta forma (Marterer, 1996; Carrano, 2006; Simon *et al.* 2007).

Em sua grande maioria, as aves capturadas na REPAR podem ser consideradas espécies comuns, abundantes e com ampla distribuição geográfica no Paraná e outros estados brasileiros (Sick, 1997; Van Perlo, 2009; Sigrist, 2009). Nenhuma espécie é considerada ameaçada de extinção em nível estadual ou nacional. Contudo, destacam-se as capturas do endêmico *Clibanornis dendrocolaptoides* (n=3) e principalmente de um macho de *Conirostrum speciosum*, espécie rara nesta região e não citada na coletânea de aves de Curitiba (Straube *et al.* 2009).

Como esperado, a Ordem Passeriformes foi mais representativa quanto à riqueza de espécies e número de capturas, respectivamente 51 e 376, enquanto os Não Passeriformes apresentaram 12 espécies (*Rupornis magnirostris*, *Columbina talpacoti*, *Leptotila verreauxi*, *L. rufaxilla*, *Florisuga fusca*, *Stephanoxis lalandi*, *Chlorostilbon lucidus*, *Leucochloris albicollis*, *Picumnus temminckii*, *Veniliornis spilogaster*, *Colaptes melanochloros* e *C. campestris*) totalizando 60 capturas.

Dois fatores podem ter condicionado esta diferença: o próprio número de espécies de cada grupo e o método utilizado (rede de neblina), que apresenta maior eficiência na captura de aves de pequeno porte como a maioria dos passeriformes, e o fato destas espécies ocuparem estratos diversificados da floresta (Willis, 1979; Stotz *et al.* 1996; Sick, 1997).

Apesar dos resultados obtidos na utilização deste método para Não Passeriformes ter apresentado baixa contribuição (19% das espécies capturadas e 13,7% do total de capturas) quando comparados a Passeriformes (81% e 86,3% respectivamente) foram importantes para um melhor

entendimento da dinâmica e utilização dos diferentes ambientes da floresta por tais espécies, principalmente em áreas perturbadas, como a REPAR. Bierregaard Jr (1990) destaca que espécies que habitam preferencialmente o dossel da floresta, aquelas de grande porte ou ainda que apresentem voo curto terão suas abundâncias subestimadas, sendo que a maioria dos Não Passeriformes na REPAR se enquadra em uma ou mais destas características (Ver mais detalhes no Capítulo 2).

A única espécie capturada em todos os estudos supracitados (Marterer, 1996; Abe, 1997; Roos, 2002; Carrano, 2006; Develey & Martesen, 2006; Martensen, 2008; Bispo & Scherer-Neto, 2010; Loures-Ribeiro *et al.* 2011) foi *Picumnus temminckii*, fato determinado pelas características da espécie, como seu tamanho (11 cm), voos curtos, ocupação de vários estratos da floresta, ocorrência em áreas na borda e interior, em ambientes com distintos estágios de sucessão e conservação e também por estar entre os picídeos mais comuns e abundantes nas florestas do sul e sudeste do Brasil.

Outras espécies citadas também apresentam características que aumentam sua probabilidade de captura em redes, tais como seu pequeno porte, como os beija-flores, no caso da REPAR (*Florisuga fusca*, *Stephanoxis lalandi*, *Chlorostilbon lucidus* e *Leucochloris albicollis*) embora esta família tenha sido desconsiderada nos resultados de Marterer (1996) e Bispo e Scherer-Neto (2010) e columbídeos que frequentemente caminham pelo chão da floresta (*Geotrygon montana*) ou voam baixo em sua borda (*Columbina talpacoti*, *Leptotila verreauxi* e *L. rufaxilla*).

Na REPAR, dentre os Não Passeriformes, *C. talpacoti* apresentou o maior número de exemplares capturados (n=25) todos em redes localizadas na borda, justamente pela proximidade destas com áreas sucessionais de capoeira, como também pelo seu pequeno porte e o hábito de caminhar pelo solo. Já a única captura de *Colaptes campestris* (♀) ocorreu pelo fato de seu ninho localizar-se em um tronco de *Podocarpus lambertii* (Podocarpaceae) a 2,5 m de altura, ao lado da rede na borda da floresta, tendo sido capturado quatro vezes na mesma amostragem de campo.

A ocorrência de espécies com valores inferiores a 2% nas capturas reflete uma tendência em estudos realizados na região neotropical, onde

normalmente, ambientes florestais demonstram que 50% do total das espécies capturadas possui baixa representatividade nas amostras (Karr 1977; Blake *et al.* 1990; Karr *et al.* 1990). Durante o presente estudo, 49 espécies capturadas (77% do total) tiveram abundância inferior a 2%, sendo consideradas raras (Kaar, 1971).

A riqueza e abundância apresentaram flutuações determinadas pela sazonalidade, sendo os meses mais quentes de primavera e verão, os mais representativos, com 39/140 e 40/170 respectivamente, corroborando com outros estudos realizados na Mata Atlântica do sul do Brasil (Anjos & Graf, 1993; Marterer, 1996; Gimenes & Anjos, 2000; Carrano, 2006; Bispo & Scherer-Neto, 2010). No entanto, Roos (2002) obteve a maior riqueza de espécies no verão e o maior número de capturas no outono, considerando que nesta última estação as espécies se movimentam mais em busca de recursos, ao contrário da primavera que seria a estação reprodutiva, onde as aves teriam territórios fixos e percorreriam menores distâncias proporcionando taxas de captura mais baixas (Renssem & Good, 1996). Segundo Sick (1997) no período primavera-verão a maioria das espécies de aves brasileiras estabelece seu período reprodutivo, adaptado ao regime de chuvas e alimentação.

Na REPAR, assim como descrito por Carrano (2006) para a planície litorânea paranaense, este período favorável causa mudanças no comportamento de muitas espécies, aumentando a frequência nos voos e vocalizações de algumas espécies, ocasionada pelo estabelecimento ou defesa de território, busca por parceiro reprodutivo e transporte de material para construção de ninhos, aumentando assim sua conspicuidade (registros auditivos e visuais) e também a possibilidade de captura em redes.

A borda de um remanescente florestal apresenta forte influência para a fauna local, pois a heterogeneidade vegetacional amplia-se na junção de dois ou mais tipos de habitats o que pode resultar no aumento da densidade e riqueza de espécies (Cândido Jr, 2000). Espécies que ocupam o fragmento e a matriz a sua volta são mais frequentes nas bordas, sendo assim são mais comuns em pequenos fragmentos, onde o efeito de borda é mais expressivo (Rappole & Morton 1985; Sisk *et al.* 1997) característica que pode ser observada na REPAR. Espécies dominantes em ambos os ambientes,

parecem ser indiferentes à borda (Sisk *et al.* 1997) demonstrando alta abundância na borda ou no interior da floresta. Este é o caso, na REPAR de *T. rufiventris* e *Basileuterus culicivorus*.

Considerando-se todas essas peculiaridades da borda de uma floresta em relação ao seu interior, são esperadas diferenças na composição da avifauna entre essas duas regiões. Muitas aves adaptadas a ambientes mais abertos do que uma floresta utilizam sua borda, mas não adentram ao interior dessa. Entretanto, em fragmentos florestais menores com pequena área de interior em relação à borda, essas aves podem ocupar todo o fragmento (Goosem, 1997). As espécies que invadem fragmentos normalmente possuem alta habilidade de dispersão, além de generalistas em relação à alimentação e à utilização do habitat, ao contrário da maioria daquelas que vivem no interior das florestas, normalmente com baixo potencial de dispersão através de áreas abertas e bastante especializadas, o que certamente as deixa inferiorizadas na competição com as invasoras (Lovejoy *et al.* 1986).

De especial importância é a idade da borda, ou seja, há quanto tempo ela foi criada, pois as modificações microclimáticas podem desaparecer ou tornar-se mais complexas com o passar do tempo, devido às mudanças na estrutura da vegetação local (Kapos *et al.* 1997).

No caso da REPAR estes fragmentos foram originados à aproximadamente 30 anos, apresentando uma vegetação que vem se adaptando a estas mudanças a um longo tempo, sendo que em alguns locais a borda da floresta faz contato com capoeiras em estágios de sucessão distintos, muitas já apresentando até mesmo árvores esparsas.

Estas características propiciam a ocorrência de diversas espécies, que certamente não estariam presentes caso o local tivesse uma extensa e contínua área florestal.

A maior representatividade da borda quanto à riqueza e número de capturas, pode estar relacionada a fatores ambientais, como a estrutura da paisagem da região, caracterizada por uma série de fragmentos de diferentes tamanhos, estágios de sucessão e conservação, além de diferentes ações humanas formando assim um mosaico de ambientes naturais e antrópicos com

maior relevância destes últimos (Ver mais detalhes no Capítulo 3) e fatores autoecológicos, como uma maior plasticidade ecológica.

Ainda neste contexto, outro elemento que pode ser considerado importante é o fato da REPAR possivelmente desempenhar a função dos *stepping stone*, servindo como ponto de passagem para algumas espécies com capacidade reduzida de deslocamentos ou voos mais curtos, nos quais a disposição de uma maior quantidade de manchas de habitat torna-se um agente facilitador durante tais movimentos.

Esta função de trampolim ecológico serviria para auxiliar nos deslocamentos entre os remanescentes adjacentes, plantios de arbóreas exóticas e principalmente para as florestas ciliares dos rios Barigui e Iguaçu. Justamente as existentes neste último curso d'água apresentam características importantes não somente como corredor ecológico mas também por auxiliar na conectividade de diversos fragmentos florestais ao longo de mais de 40 km, entre os municípios de Curitiba e Balsa Nova, no primeiro planalto paranaense.

Vários estudos já apontaram sobre a importância de *stepping stones* para inúmeras espécies (Metzger, 2000, 2001; Uezu, 2006; Boscolo *et al.* 2008; Hadley & Betts, 2009).

Este resultado pode estar diretamente relacionado não somente à perda e fragmentação florestal, mas também à qualidade do habitat, já que diversos estudos vêm demonstrando a influência desses três fatores, considerados de suma importância para as comunidades de aves (Villard *et al.* 1999; Pearman, 2002; Barlow *et al.* 2007; Ferraz *et al.* 2007; Martensen *et al.* 2008).

Fato preocupante refere-se à ausência de registros de algumas espécies de sub-bosque com ocorrência potencial para a REPAR, como *Dysithamnus mentalis*, *Dendrocolaptes platyrostris*, *Heliobletus contaminatus*, *Schiffornis virescens* e *Drymophila malura*, as quais foram observadas em outros fragmentos da região (Ver mais detalhes no Capítulo 3) e até mesmo em remanescentes inseridos em uma matriz completamente urbanizada na cidade de Curitiba (Straube *et al.* 2009). Willis (1974) cita justamente esta categoria de insetívoros de sub-bosque como as espécies com maior dificuldade em dispersar e recolonizar novas áreas, fato que associado à qualidade do habitat

pode ter levado *D. mentalis*, *S. malura*, *H. contaminatus* e *S. virescens* a extinção local na REPAR (Ver mais detalhes no Capítulo 2).

Algumas espécies, *Columbina talpacoti*, *Colaptes campestris*, *Thamnophilus ruficapillus*, *Furnarius rufus*, *Synallaxis ruficapilla*, *Poecilatriccus plumbeiceps*, *Myiophobus fasciatus*, *Tyrannus melancholicus*, *Troglodytes musculus*, *Zonotrichia capensis*, *Volatinia jacarina*, *Sporophila caerulescens* e *Geothlypis aequinoctialis*, apesar de não apresentarem dependência direta de ambientes florestais, ocorrem em bordas de floresta, principalmente quando localizadas próximas de capoeiras, como observado no presente estudo. Estas espécies somaram 111 capturas e corresponderam a 19,4% do total de capturas do estudo. Optou-se pela inclusão destas espécies nas análises, pelo fato de que todas estas utilizam de maneira diferenciada os ambientes de borda, durante as atividades de busca de alimento, abrigo e reprodução.

Por sua vez, Uezu (2006) não considerou em suas análises as espécies, *C. talpacoti*, *C. campestris*, *F. rufus* e *T. musculus*, contudo, incluiu *P. plumbeiceps* e outras espécies que apresentam características ecológicas similares às supracitadas, como *Myiozetetes similis*, *Lanio cucullatus* e *Gnorimopsar chopi*. Outros estudos realizados em fragmentos da Floresta Atlântica (Aleixo & Vielliard, 1995; Aleixo & Galetti, 1997; Bornschein & Reinert, 2000; Cândido Jr, 2000; Donatelli *et al.* 2004, 2007; Bispo & Scherer-Neto, 2010) também utilizaram a maioria das espécies aqui consideradas em suas análises.

Aleixo (1999) comparou dois tipos florestais, secundário e primário, obtendo maior riqueza e diversidade no secundário em relação ao estágio primário, sendo que espécies típicas de clareiras, bordas e outros habitats naturalmente mais perturbados, colonizaram ou aumentaram muito de abundância no primeiro tipo florestal, sendo isso reforçado também pela coexistência entre espécies típicas de interior de mata e de ambientes em estágios sucessionais iniciais. Este autor observou ainda que aves de sub-bosque convivem com espécies de clareiras e borda nas florestas secundárias, fato também comprovado na REPAR, principalmente durante eventos sazonais de frutificação de espécies vegetais como *Schinus terebinthifolius*

(Anacardiaceae) ou aumento na disponibilidade de formigas aladas (Formicidae) e borboletas (Lepidoptera).

Banks-Leite (2009) estudou aves de sub-bosque em fragmentos no interior de São Paulo e considerou que áreas localizadas em paisagens já fragmentadas tornam-se ainda mais complicadas quanto à detecção dos efeitos de borda, em decorrência dos seus múltiplos efeitos (Malcolm, 1994) e da interação entre efeitos de área e de borda (Ewers *et al.* 2007), sendo que, fragmentos de pequeno porte dificilmente possuem áreas não impactadas pelos efeitos de borda (Laurance & Yensen, 1991).

Sendo assim, seria esperada pouca diferença entre a comunidade das bordas e do interior dos fragmentos, fato não observado na REPAR onde houve diferenças significativas na riqueza e abundância de aves quando comparados os dois ambientes. Banks-Leite (2009) relatou ainda que fragmentos de tamanho mediano (10 a 40 ha) não demonstram grande diferença entre a comunidade de aves das bordas e interiores ao contrário de fragmentos de 90 a 140 ha onde a diferença é mais acentuada.

Lindell *et al.* (2007) relatam que espécies de regiões tropicais respondem mais diretamente a processos de fragmentação e efeitos de borda, em comparação as respostas menos diretas verificadas para espécies de clima temperado. Sendo que as espécies devem apresentar respostas distintas à fragmentação, dependendo da extensão da cobertura vegetal na escala da paisagem (Bascompte & Sole, 1996; Fahrig, 2003). Willis (1979) apontou que algumas áreas florestais do interior de São Paulo tornaram-se mais similares àquelas localizadas em regiões temperadas, com maior representatividade de Passeriformes Oscines, característicos de dossel e borda.

A maior representatividade na riqueza e número de capturas de aves na borda obtidos na REPAR corroboram com diversos estudos desenvolvidos em zonas temperadas (Gates & Gysel, 1978; Haila *et al.* 1980). No entanto, discordam dos apresentados por Terborgh *et al.* (1990) e Cândido Jr (2000) realizados na Amazônia e na Mata Atlântica, respectivamente. Este último autor estudou um fragmento florestal de 230 ha no interior de São Paulo e considerou que a riqueza e diversidade de espécies, aumentaram da borda para o interior da floresta independente do método utilizado: amostragem em

pontos (entre zero e 500 m da borda) e redes de neblina. Esses resultados contradizem o chamado efeito de borda, no qual mais indivíduos e/ou espécies seriam encontrados mais próximos das bordas, sendo uma hipótese aceita normalmente em estudos de fauna em ambientes temperados e aplicada indiscriminadamente em ambientes neotropicais.

Anjos e Bóçon (1999) estudaram 11 fragmentos florestais (entre 0,5-40 ha) e um de maior porte (840 ha), em uma região recoberta por campos naturais e manchas de floresta com araucária no estado do Paraná, demonstrando que o número de espécies de borda aumentou com a diminuição da área da mancha, sendo que o oposto ocorreu com as espécies florestais, sendo que a principal causa na redução no número de espécies nas manchas esteve associada com a perda de espécies de sub-bosque, sendo que espécies de dossel provavelmente podem voar entre manchas mais próximas quando há falta de recursos. Esses mesmos autores relatam ainda que a escassez de espécies florestais é em parte compensada pelo ganho de espécies de borda.

Bierregaard Jr & Lovejoy (1988) observaram *Troglodytes musculus* e *Ramphocelus carbo* deslocando-se em pequenas manchas florestais (1 ha) após o desmatamento experimental na Amazônia. Na REPAR, *T. musculus* habita preferencialmente as bordas florestais e capoeiras próximas, adentrando de forma esporádica no sub-bosque quando este apresenta-se menos denso e com vegetação descaracterizada por ações humanas, geralmente em locais com pouca representatividade de árvores emergentes, propiciando assim uma maior entrada de luz para os estratos inferiores da floresta.

Na REPAR, os resultados obtidos no ambiente de borda quanto à contribuição de espécies capturadas (98,4%), número de capturas (76,1%) e espécies exclusivas deste ambiente (33,3%) podem sugerir que a maior parte das espécies não apresenta uma relação de dependência com o fragmento florestal, corroborando os resultados obtidos por Bispo e Scherer-Neto (2010).

Turdus rufiventris apresentou a maior abundância em dois estudos realizados em floresta com araucária no Paraná: Abe (1997) com 9% e Bispo & Scherer-Neto (2010) com 13,2%. Estes últimos autores relatam ainda o favorecimento na ocorrência de *Poospiza cabanisi* nos ambientes de borda,

com alta abundância nestes locais, não sendo capturada no interior da floresta, assim como ocorrido na REPAR.

Em outros estudos realizados no Rio Grande do Sul, *T. rufiventris* apresentou a segunda maior abundância de aves capturadas, no Parque Saint Hilaire com 14,5% (Efe *et al.* 2001) e na APA do Ibirapuitã com 6,7% (Efe *et al.* 2007). Já um estudo direcionado ao gênero *Turdus* em um fragmento urbano de floresta com araucária no Paraná, a espécie mais abundante foi *T. rufiventris* com 35,1% (Vogel *et al.* 2012).

Os valores obtidos para *Turdus albicollis*, na REPAR, quanto ao número de exemplares capturados (n=22) e abundância relativa (4,9%) foram inferiores àqueles verificados para *T. rufiventris*, *P. cabanisi* e *C. talpacoti*, sendo que outros estudos realizados também apresentaram alta abundância desta espécie, tais como: Marterer (1996) com 16,8% e Roos (2002) com 9,3%, sendo a espécie mais abundante em ambos; Carrano (2006) com 7,45%, sendo a segunda espécie mais abundante e Efe *et al.* (2001) e Bispo & Scherer-Neto (2010), respectivamente, com 12,7 e 7,54%, sendo a terceira em abundância para ambos. Ademais, a espécie foi a mais capturada nas florestas da Ilha Grande no Rio de Janeiro, com 19,3% de abundância (Alves, 2001).

Possivelmente a variação na abundância de *T. albicollis* em outros trabalhos está relacionada à estrutura florestal, sendo que Marterer (1996), Roos (2002) e Carrano (2006) realizaram seus estudos em áreas de Floresta Atlântica mais estruturada (e de maior extensão), ou ainda pelo fato da espécie apresentar variações sazonais na sua abundância (Alves, 2001).

Contudo, na REPAR e no estudo realizado por Bispo & Scherer-Neto (2010) foram amostrados remanescentes de floresta com araucária, com menor área, floresta secundária, efeitos de borda e ampla variedade de ambientes adjacentes naturais e antrópicos, condições que beneficiam *T. rufiventris* justamente pela sua maior plasticidade ecológica. Estes resultados são corroborados por Vogel *et al.* (2012) que consideraram *T. rufiventris* (n=57) a espécie mais abundante e constante e *T. albicollis* (n=8) como acessória em um fragmento urbano no Paraná.

Anjos & Graf (1993) mencionam que a existência de diferentes estágios sucessionais na borda, com a altura da vegetação diminuindo gradativamente,

e não de forma abrupta, pode representar maior riqueza de espécies, fato também destacado por Bispo & Scherer-Neto (2010) e observado na REPAR. Estes últimos autores descrevem que apesar da presença de aves com dependência florestal, o elevado número de espécies registradas em uma determinada área deve ser ponderado, sendo que áreas de tamanho reduzido e com maiores influências do efeito de borda (Cândido Jr, 1993; Gimenes & Anjos 2000) podem apresentar uma complexa mistura de tipos vegetacionais (Rappole & Morton, 1985) possibilitando assim a ocorrência, mesmo que sazonal, de um maior número de espécies.

Habitats complexos oferecem mais nichos que habitats estruturalmente mais simples (Recher, 1969; August, 1983; Oniki & Willis, 1986), proporcionando maior diversificação de recursos espaciais e alimentares (Roth, 1976; Paglia *et al.* 1995). Estas características da vegetação podem ter favorecido a presença de diversas espécies generalistas e colonizadoras de ambientes perturbados aumentando assim a diversidade local (Rappole & Morton, 1985; Cândido Jr, 2000; Aleixo, 2001). Além disso, espécies granívoras como *Columbina talpacoti*, *Zonotrichia capensis*, *Poospiza cabanisi*, *Volatinia jacarina* e *Sporophila caerulescens* e onívoros e/ou insetívoros como *Thamnophilus caerulescens*, *Elaenia* sp., *Myiophobus fasciatus*, *Tyrannus melancholicus*, *Turdus amaurochalinus* apresentam baixa restrição ambiental, sendo favorecidas pela presença da borda florestal (Anjos, 1990).

Neste contexto, a avifauna registrada na REPAR pode ser considerada empobrecida em relação a outras áreas com fitofisionomias e tamanhos semelhantes amostradas na região principalmente em relação às espécies com dependência direta da floresta, maiores exigências quanto à qualidade de habitat e à menor plasticidade ecológica (Ver mais detalhes no Capítulo 3).

Como esperado, as guildas mais representativas quanto à riqueza estão relacionadas às espécies com maior plasticidade ecológica, principalmente em relação à flexibilidade no uso de habitat, sendo esta reconhecida como fator de influência na sensibilidade de aves (Sekercioglu *et al.* 2002; Stouffer & Bierregaard Jr, 1995; Newmark, 1991; Laurance *et al.* 1997; McKinney, 1997; Anjos 2006; Uezu 2006). Dessa forma, espera-se que distúrbios no ambiente

provocados pela fragmentação, afetem mais as espécies pouco flexíveis e restritas ao habitat original.

De fato, o resultado corrobora a expectativa, sendo que as espécies típicas de bordas e florestas secundárias foram as mais representativas na REPAR. Laurance *et al.* (1997) relatam que espécies capazes de habitar esses ambientes provavelmente possuem maior adaptabilidade a ambientes modificados pelo homem. Willis (1979) considera que as alterações ambientais podem levar ao aumento de aves onívoras e possivelmente de insetívoras menos especializadas e decréscimo de frugívoras e insetívoras mais especializadas. Os resultados obtidos na REPAR seguem justamente esta tendência.

Além disso, a menor sensibilidade dessas espécies pode estar relacionada a uma boa capacidade de dispersão, já que provavelmente são mais tolerantes a áreas mais abertas. Levins (1970) argumenta em sua teoria clássica de metapopulação que subpopulações isoladas são periodicamente extintas, podendo ocorrer eventos de recolonização por outras subpopulações. Assim, possuir boa capacidade de dispersão é uma grande vantagem em ambientes fragmentados, pois aumenta a possibilidade de efeitos de resgate e de colonização de novas áreas (Tilman *et al.* 1994; Lens *et al.* 2002; Henle *et al.* 2004).

Para o ambiente de borda as maiores contribuições de guildas foram respectivamente, Gb e OFbi. A primeira é representada por espécies que não possuem dependência direta de ambientes florestais, como *Columbina talpacoti*, *Zonotrichia capensis*, *Volatinia jacarina* e *Sporophila caerulescens*, sendo exceções *Poospiza cabanisi* e *Haplospiza unicolor*, que também habitam o interior das florestas. Ademais, *H. unicolor* costuma realizar deslocamentos sazonais seguindo eventos de floração e frutificação de bambus (Olmos, 1996; Vasconcelos *et al.* 2005; Stotz *et al.* 1996; Sick, 1997; Areta & Cockle, 2012). Muitas espécies consideradas extintas localmente ou criticamente ameaçadas são associadas a essas plantas (Ribon *et al.* 2003; Stotz *et al.* 1996). Contudo, Anjos (2006) não encontrou a esperada sensibilidade de insetívoros dessa guilda à fragmentação na Mata Atlântica do Paraná.

Também deve ser destacado que a fragmentação aumenta o efeito de borda e altera características abióticas do ambiente, como umidade, incidência de luz, vento, que devem afetar toda a comunidade (Laurance & Bierregaard Jr, 1997). A borda recebe ainda maior insolação e vento que o interior da floresta, que modifica sua temperatura e umidade relativa (Bierregaard Jr *et al.* 1992). Tais modificações climáticas podem ser mais um fator negativo para os insetívoros terrestres, sendo que muitos são associados a locais mais escuros da floresta. Contudo, algumas espécies podem ser beneficiadas com as mudanças, por serem adaptadas a ambientes mais ensolarados ou tolerantes a clareiras como aquelas que representam as guildas Gb e OFbi.

No ambiente de interior, as guildas com maior contribuição foram OFbi (58,5%) (segunda mais representativa para borda com 28,1%) e Pleb (21,4%), que apresentou espécies com características similares a OFbi, as quais ocupam ambos os ambientes amostrados (*Thamnophilus caerulescens*, *Platyrinchus mystaceus*, *Lathrotriccus euleri* e *Basileuterus culicivorus*).

O número de espécies (n=12) e sua reconhecida plasticidade ecológica foram determinantes para que OFbi tivesse grande contribuição tanto no ambiente de borda quanto no interior, apesar dos valores menores verificados para GB (39,1%) em ambiente de borda. Esta última guilda foi representada por apenas seis espécies, com isso sua alta contribuição foi determinada por *Poospiza cabanisi*, espécie com maior abundância relativa na borda (9,84%). Por fim, OFbi foi responsável pelas maiores contribuições percentuais em ambos os ambientes, justamente pela característica das espécies que a compõem, principalmente *Turdus rufiventris*, responsável pela maior abundância relativa no interior (10,2%) e o segundo maior valor na borda (7,38%).

Caso fossem somadas as espécies insetívoras no presente estudo, estas representariam mais de 50% das espécies capturadas, sendo que a alta porcentagem desta guilda é padrão para as florestas tropicais (Sick, 1997). Outros autores também descreveram a dominância dos Tyrannidae em relação às demais aves insetívoras (Willis, 1979; Donatelli *et al.* 2004; Telino-Júnior *et al.* 2005; Donatelli *et al.* 2007). No presente estudo, porém, optou-se por incluir algumas espécies desta família (*Elaenia flavogaster*, *E. parvirostris*, *E.*

mesoleuca, *E. obscura*, *Pitangus sulphuratus* e *Myiodynastes maculatus*) na guilda OFbi justamente por utilizarem com frequência frutos em sua dieta.

Assim como Donatelli *et al.* (2007) os resultados obtidos na REPAR, diferem de Almeida (1982) que afirma que geralmente o número de espécies onívoras é superior ao de insetívoras em florestas menos alteradas e o de insetívoras aumenta em áreas mais alteradas. Contudo este autor não analisou os dados através da abundância em cada categoria trófica, mas sim em relação ao número de espécies de uma forma geral, o que interferiu em sua interpretação, fato discutido por Donatelli *et al.* (2007). Willis (1979) salienta que uma dieta mais variada como a de aves onívoras é favorecida em ambientes perturbados e não naqueles com menor perturbação.

Apesar de algumas guildas como OFbi (*Elaenia flavogaster*, *E. parvirostris*, *E. mesoleuca*, *E. obscura*, *Pitangus sulphuratus*, *Myiodynastes maculatus*, *Turdus flavipes*, *T. rufiventris*, *T. amaurochalinus*, *Saltator similis*, *Tachyphonus coronatus* e *Tangara sayaca*), POei (*Chiroxiphia caudata* e *Turdus albicollis*), POc (*Tangara preciosa*, *Stephanophorus diadematus* e *Pipraeidea melanonota*) e FOc (*Cacicus chrysopterus*) que frequentemente incluem frutos em sua dieta estarem representadas na REPAR, os frugívoros de grande porte são raros e praticamente inexistentes, fato que pode estar diretamente relacionado à estrutura da floresta, riqueza, características e disponibilidade sazonal de frutos, ou ainda a atividades de caça. Antunes (2005) considerou os grandes frugívoros de copa como a guilda mais sensível à extinção na Mata Atlântica de São Paulo.

O declínio na disponibilidade de frutos pode ter um efeito drástico nos frugívoros através da sua diminuição que pode, por sua vez, ter consequências graves para a vegetação, justamente pela estreita relação entre essas aves e diversas espécies de plantas, o que resulta na dispersão de sementes. Este argumento é seguido por diversos autores, Tabarelli (2004) atribui a extinção de certas árvores ornitocóricas à ausência de seus dispersores; Howe (1984) e Viana *et al.* (1997) apontam a diminuição no recrutamento dessas plantas em fragmentos e Thebaud & Strasberg (1997) relatam as baixas taxas de recolonização. Todos esses trabalhos também apontam que os efeitos

negativos sofridos pelas plantas são resultado da extinção de dispersores e polinizadores.

A diminuição dos frugívoros altera a dinâmica da interação animal-planta e pode resultar em um efeito cascata, onde dificilmente ocorrerá recolonização de aves em fragmento com menor disponibilidade de árvores ornitocóricas e vice-versa. Isso porque não só essas aves dependem de recursos providos pela floresta, mas a viabilidade funcional da floresta depende de processos ecológicos desempenhados pelas aves (Gray *et al.* 2007).

Por fim, duas guildas com maior suscetibilidade aos efeitos da fragmentação, Cd (Carnívoros diurnos) e FOc (Grandes frugívoros e onívoros de copa) estiveram representadas na REPAR por apenas uma espécie cada, respectivamente *Rupornis magnirostris* e *Cacicus chrysopterus*. Justamente aves com alta plasticidade ecológica, que frequentemente habitam áreas perturbadas e antropizadas.

Em relação à sazonalidade, as maiores contribuições foram OFbi para outono (41,3%), inverno (32,5%) e primavera (74,9%) e Pleb (37,1%) para o verão, sendo que as análises realizadas apresentaram diferença significativa somente entre a primavera e as três outras estações, assim como evidenciado para a riqueza de espécies. Esta diferença pode ser explicada pela expressiva contribuição da guilda OFbi (74,9%) condicionada pela maior disponibilidade de frutos e insetos na área, principalmente nas bordas da floresta e capoeiras próximas, pelo aporte de espécies migratórias e pela ausência de algumas guildas de insetívoros (Itg, Pieb e Pls) representadas nas outras estações com valores entre 5,6 e 37,1% nas outras estações. Ainda durante a primavera, cabe ressaltar as ausências de *Poospiza cabanisi* (Gb), *Basileuterus culicivorus* (Pleb) e *B. leucoblepharus* (Pls). Este fato, possivelmente está relacionado ao período reprodutivo dessas espécies, principalmente de *B. culicivorus* o qual na estação seguinte (verão) apresentou sua maior contribuição sazonal, tanto em nível específico (24,2%) quanto de guilda (37,1%).

5. CONCLUSÃO

As diferenças na riqueza e abundância entre os dois ambientes estudados refletem de forma direta os efeitos da fragmentação ocorrida na REPAR, não somente pela diminuição das áreas naturais e aumento dos efeitos de borda, mais principalmente na estrutura da floresta (com o ambiente de interior tornando-se gradativamente mais similar a borda). Futuramente, é muito provável, que este fragmento se transforme em uma fitofisionomia homogênea, tornando difícil e/ou até impossível uma precisa diferenciação ambiental e florística entre os dois ambientes, beneficiando ainda mais espécies de bordas e clareiras, em detrimento daquelas essencialmente silvícolas.

Esta característica pôde ser evidenciada através da composição e abundância das espécies na área, com a grande maioria constituída por generalistas ou aquelas com maior plasticidade ecológica, tendo como exemplo *Turdus rufiventris*, espécie mais abundante no estudo. Certamente, este turdídeo e outras espécies com alta abundância apresentam o mesmo padrão em outros remanescentes florestais existentes na região justamente, em razão das características ambientais similares e às perturbações antrópicas sofridas.

A maior riqueza e abundância de aves na borda apresenta relação direta com as características ecológicas das próprias espécies. Outro fator importante é a proximidade entre o fragmento e capoeiras em diferentes estágios de sucessão, as quais, mesmo sendo considerados habitats menos complexos em comparação às florestas, desempenham um importante papel no contexto ecológico local, disponibilizando recursos espaciais e alimentares para as aves (mesmo que apenas de forma sazonal) e possibilitando que algumas espécies com menor capacidade de voo possam utilizar seus arbustos durante deslocamentos entre fragmentos florestais.

Fica claro que as guildas mais representativas quanto à riqueza (e abundância) estão relacionadas à alta plasticidade ecológica de suas espécies, à maior flexibilidade verificada na ocupação e na utilização de ambientes distintos, diminuindo assim sua sensibilidade aos efeitos provocados pela fragmentação. Contudo, guildas consideradas na literatura como mais

suscetíveis a estes efeitos (frugívoros de dossel e de sub-bosque, insetívoros grandes e pequenos de sub-bosque, insetívoros terrestres e carnívoros florestais) apresentam baixa representatividade ou inexistem na REPAR, provavelmente em decorrência de extinção local.

O empobrecimento da avifauna local é preocupante, não somente em nível específico, mais sobretudo em relação aos tamanhos populacionais de algumas espécies (Ver mais detalhes no Capítulo 3). Este panorama não apresenta qualquer perspectiva de mudança. Em muitos casos, novas alterações antrópicas já estão atuando ou ainda estão por vir, causadas principalmente pela expansão da ocupação humana nesta região, incluindo a área de estudo e seu entorno imediato.

Ademais este estudo, além do propósito acadêmico em reunir informações sobre aves em uma região quase completamente descaracterizada por ações humanas, e desprovida de trabalhos pretéritos com aves, visa reunir informações entre as relações espécies X fragmentação que possam ser utilizadas em ações mais efetivas de manejo e conservação.

REFERÊNCIAS

- Abe L. M., 1997. Estudo da avifauna e remanescentes contíguos a reflorestamentos com *Pinus elliottii* Engelm, 1880. **Estudos de Biologia** 41:37-60.
- Aleixo A.; M. Galetti, 1997. The conservation of the avifauna in a lowland Atlantic Forest in South-east Brazil. **Bird Conservation International** 7:235-261
- Aleixo, A., 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. **Condor** 101(3):537-548.
- Aleixo, A. 2001. Conservação da avifauna da Mata Atlântica: Efeito da fragmentação florestal e a importância de florestas secundárias. In **Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias**. J.L.B. Albuquerque, J.F. Cândido Junior, F.C. Straube & A.L. Roos (eds) Sociedade Brasileira de Ornitologia, Curitiba, p. 199-206.
- Aleixo, A.; Vielliard, J.M.E. 1995. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 12(3):493-511.
- Almeida, A.F. 1982. Análise das categorias de nichos tróficos das aves de matas ciliares em Anhembi, Estado de São Paulo. **Silvicultura em São Paulo** 16 (3): 1787-1795.
- Alves, M.A.S. 2001. Estudo de ecologia de aves na Ilha Grande, Rio de Janeiro. In J. F. Cândido-Jr., F. C. Straube & A. L. Roos (eds.) **Ornitologia e Conservação: da ciência às estratégias**. Tubarão: Editora Unisul. p. 61-68
- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology** 26:32-46.
- Anjos, L. 1990. Distribuição de aves em uma floresta de araucária da cidade de Curitiba (sul do Brasil). **Acta Biológica Paranaense** 19(1-4):51-63.
- Anjos L. 2001. Bird communities in five Atlantic Forest fragments in southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**. 12:11-27
- Anjos L. 2004 Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic Forest. **Annals of Brazilian Academy of Sciences** 76:429-434.
- Anjos L. 2006. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. **Biotropica** 38: 229–234.
- Anjos, L.; Bochio, G.M.; Campos, J.V.; McCrate, G.B.; Palomino, F. 2009. Sobre o uso de níveis de sensibilidade de aves à fragmentação florestal na Avaliação da Integridade Biótica: um estudo de caso no norte do Estado do Paraná, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia** 17:28-36.

- Anjos, L.; Bóçon, R. 1999. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. **Wilson Bulletin** 111(3):397-414.
- Anjos L.; Collins C. D.; Holt R. D.; Volpato, G. H.; Mendonça, L. B.; Lopes, E. V.; Bóçon, R., Bisheimer, M. V.; Serafini, P. P.; Carvalho, J. 2011. Bird species abundance-occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation** 144:2213-2222.
- Anjos, L.; Graf, V. 1993. Riqueza de aves da Fazenda Santa Rita, região dos campos gerais, Palmeira, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 10(4):673-693.
- Antunes, A. Z. 2005. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Ararajuba** 13(1):47-61
- Antunes, A. Z. 2007. Riqueza e dinâmica de aves endêmicas de mata atlântica em um fragmento de floresta estacional semidecidual no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia** 15(1):61-68.
- Assis, C. P. de.; Raposo, M. A.; Parrini, R. 2007. Validação de *Poospiza cabanisi* Bonaparte, 1850 (Passeriformes: Emberizidae) **Revista Brasileira de Ornitologia** 15(1): 103-112.
- August, P. V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. **Ecology** 64:1495-1507
- Awade, M.; Metzger, J. P. 2008. Importance of functional connectivity to evaluate the effect of habitat fragmentation for three Atlantic Rainforest birds. **Austral Ecology** 33:863-871
- Banks-Leite, C. 2009. **Conservação da comunidade de aves de sub-bosque em paisagens fragmentadas da Floresta Atlântica** Tese de Doutorado – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia.
- Barlow, J.; Peres, C.A.; Henriques, L.M.P; Stouffer, P.C.; Wunderle, J.M. 2006. The responses of understorey birds to forest fragmentation, logging and wildfires: an Amazonian synthesis. **Biological Conservation** 128:182-192.
- Barlow, J.; Mestre, L. A. M.; Gardner, T. A.; Peres C. A. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. **Biological Conservation** 136: 212-231
- Bascompte, J.; Sole, R. V. 1996. Habitat Fragmentation and Extinction Thresholds in Spatially Explicit Models. **Journal of Animal Ecology** 65(4): 465-73.
- Bierregaard Jr R.O. 1990. Avian communities in the understory of Amazonian forest fragments. In: Keast, A (ed). **Biogeography and ecology of forest bird communities**. The Hague: SPB Academic Publishing. p.333-343.
- Bierregaard Jr, R.O.; Lovejoy, T.E. 1988. Birds in Amazonian forest fragments: Effects of insularization. In: **Acta XIX Congress International Ornithology**, vol. 2 (ed. H. Ouellet), Univ. of Ottawa Press, Ottawa. p. 1564-1579

- Bierregaard Jr, R.O.; Lovejoy, T.E. 1989. Effect of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. **Acta Amazonica** 19:215-241.
- Bierregaard Jr, R.O.; Lovejoy, T.E.; Kapos, V.; Santos, A.A.; Hutchings, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rain Forest fragments. **Bioscience** 42:859-866.
- Bispo, A.A. & Scherer-Neto, P. 2010. Taxocenose de aves em um remanescente da Floresta com Araucária no Sudeste do Paraná, Brasil. **Biota Neotropical** 10(1):121-130.
- Blake, J.G.; Loiselle, B.A.; Moermond, T.C.; Leveley, D.J.; Denslow, J.S. 1990. Quantifying abundance of fruits for birds in tropical habitats. **Studies in Avian Biology** 13:73-79
- Bornschein, M.R. 2001. **Formações pioneiras do litoral centro-sul do Paraná: Identificação, quantificação de áreas e caracterização ornitofaunística**. Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais. Curitiba: UFPR. 144 p.
- Bornschein, M.R.; Reinert, B.L. 2000. Aves de três remanescentes florestais do norte do Estado do Paraná, sul do Brasil, com sugestões para a conservação e manejo. **Revista Brasileira de Zoologia** 17:615-636.
- Boscolo, D.; Candia-Gallardo, C.; Awade, M.; Metzger, J.P. 2008. Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica** 40:273-276.
- Bradshaw, C.J.A.; Sodhi, N.S. & Brook, B.W. 2009. Tropical turmoil: a biodiversity tragedy in progress. **Frontiers in Ecology and Environment** 7:79-87.
- Cândido Jr, J.F. 1993. The contribution of community ecology to choice and design of natural reserves. **Ciência e Cultura** 45(2):100-103.
- Cândido Jr, J.F. 2000. The edge effect in a Forest bird community in Rio Claro, São Paulo State, Brazil. **Ararajuba** 8(1):9-16.
- Carrano, E. 2006. **Composição e Conservação da Avifauna na Floresta Estadual do Palmito, município de Paranaguá, Paraná**. Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais. Curitiba: UFPR. 125 p.
- CBRO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos). 2011. **Lista de Aves do Brasil**. Disponível em www.cbro.org.br. Acesso em 25/01/2011.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology** 18:117-143.
- Clarke, K.R.; Gorley, R.N. 2006. **PRIMER v6: User Manual/Tutorial** p. 190. Plymouth (USA): PRIMER-E.
- Croonquist, M.J.; Brooks, R.P. 1991. Use of avian and mammalian guilds as indicators of cumulative impacts in riparian-wetland areas. **Environmental Management** 15:701-714.

- Davies, K.F.; Magules, C.R.; Lawrance, J.F. 2000. Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? **Ecology** 81(5):1450-1461.
- Develey, P.F.; Martensen, A.C. 2006. As aves da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia (SP). **Biota Neotropical** 6(2). Disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00906022006>
- Donatelli, R.J.; Costa, T.V. da.; Ferreira C.D. 2004. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo. **Revista Brasileira de Zoologia** 21(1):97-114.
- Donatelli, R.J.; Ferreira C.D.; Dalbeto, A.C.; Posso, S.R. 2007. Análise comparativa da assembléia de aves em dois remanescentes florestais no interior do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 24(2):362-375.
- Efe, M. 2001. Inventário e distribuição a avifauna do Parque Saint' Hilaire, Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil. **Tangara** 1(1):12-25.
- Efe, M.; Oliveira, A.C. de; Koch, M.; Flores J.M.; Sherer, S.B. 2007. Avifauna da Área de Proteção Ambiental do Ibirapuitã, Rio Grande do Sul, Brasil. **Ornithologia** 2(1):14-24.
- Ewers, R.M.; Didham, R.K. 2007. The effect of fragment shape and species sensitivity to habitat edges on animal population size. **Conservation Biology** 21:926-936.
- Ewers R.M.; Thorpe, S.; Didham, R.K. 2007 Synergistic interactions between edge and area effects in a heavily fragmented landscape. **Ecology** 88:96-106.
- Fagan, W.F.; Lewis, M.A.; Neubert, M.G.; Van Den Driessche, P. 2002. Invasion theory and biological control. **Ecology Letters** 5:1-10.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics** 34:487-415.
- Ferraz G.; Nichols J.D.; Hines, J.E.; Stouffer, P.C.; Bierregaard Jr, R.O.; Lovejoy, T.E. 2007 A Large-Scale Deforestation Experiment: Effects of Patch Area and Isolation on Amazon Birds **Science** 315:238-241.
- Fischer, R.A.; Williams, M.; Costa, A.L. da; Malhi, Y.; Costa, R.F. da; Almeida, S.; Meir P. 2007. The response of an Eastern Amazonian rain forest to drought stress: results and modelling analyses from a throughfall exclusion experiment. **Global Change Biology** 13:1–18.
- Forman, R.T.T.; Galli, A.E.; Leck, C.F. 1976. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some landuse implications. **Oecologia** 26:1-8.
- Galli, A.E.; Leck, C.F.; Forman, R.T.T. 1976. Avian distribution patterns within sized forest island in central New Jersey. **Auk** 93:356-365.

- Gardner, T.A.; Barlow, J.; Araujo, I.S.; Avila-Pires, T.C.; Bonaldo, A.B.; Costa, J.E.; Esposito, M.C.; Ferreira, L.V.; Hawes, J.; Hernandez, M.I.M.; Hoogmoed, M.S.; Leite, R.N.; Lo-Man-Hung, N.F.; Malcolm, J.R.; Martins, M.B.; Mestre, L.A.M.; Miranda-Santos, R.; Overal, W.L.; Parry, L.; Peters, S.L.; Ribeiro-Junior, M.A.; Silva, M.N.F da.; Silva Motta, C.; Peres, C.A. 2008. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. **Ecology Letters** 11:139-150.
- Gardner, T.A.; Barlow, J.; Chazdon, R.L.; Ewers, R.M.; Harvey, C.A.; Peres, C.A.; Sodhi, N.S. 2009. Prospects of tropical forest biodiversity in a huma-modified world. **Ecology Letters** 12:561-582.
- Gates J.E.; Gysel, L.W. 1978. Avian nest dispersion and fledging success in nfield-forest ecotones. **Ecology** 59:871-883
- Gimenes, M.R.; Anjos, L. 2000. Distribuição espacial de aves em um fragmento florestal do campus da Universidade Estadual de Londrina, norte do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 17(1):263-271.
- Giraud, A.R.; Matteucci, S.D.; Alonso J.; Herrera, J.; Abramson, R.R. 2008. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. **Biodiversity and Conservation** 17:1251-1265.
- Goosem, M. 1997. Internal fragmentation: the effects of roads, highways, and powerline clearings on movements and mortality of rainforest vertebrates. *In*: Laurance, W. F.; Bierregaard Jr, R.O. (eds) **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press. p. 241-255.
- Gray, M.A.; Baldauf, S.L.; Mayhew, P.J.; Hill, J.K. 2007. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. **Conservation Biology** 21:133-141.
- Hadley, A.S.; Betts, M. 2009. Tropical deforestation alters hummingbird movement patterns. **Biology Letters** 5:207-210.
- Hagan, J.M.; Vander Haegen, M.W.; McKinley, P.S. 1996. The early development of forest fragmentation effects on birds. **Conservation Biology** 10:188-202.
- Haila, Y.; Järvinen, O.; Väisänen, R.A. 1980. Effects of changing forest structure on long-term trends in bird populations in SW Finland. **Ornis Scandinavica** 11:12-22.
- Hansbauer, M.M.; Storch, I.; Leu, S.; Nieto-Holguin, J.P.; Pimentel, R.G.; Knauer, F.; Metzger, J.P. 2008. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic rainforest. **Biological Conservation** 141:782-791.
- Hanski L.A.; Gilpin M.E. (eds.). 1997. **Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution**. Academic Press, London.

- Henle, K.; Davies, K.S.; Kleyer, M.; Margules, C.; Settele, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. **Biodiversity and Conservation** 13: 207-251.
- Howe, H.F. 1984. Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. **Biological Conservation** 30:261-281.
- IAPAR, 2007. **Cartas climáticas do Paraná**. Home Page do Instituto Agrônômico do Paraná: <www.iapar.br>. Acesso em 05/10/2012.
- IBGE, 2004. **Mapa de Biomas do Brasil, primeira aproximação**. Ministério do Meio Ambiente, Ministério do Planejamento, orçamento e gestão, instituto brasileiro de geografia e estatística, diretoria de geociências.
- Kaar, J.R. 1971. Structure of avian communities in selected Panamá and Illinois habitats. **Ecological Monographs** 41(3):207-233.
- Karr, J.R. 1977. The impact of nearstream vegetation and stream morphology on water quality and stream biota. Springfield, U.S. Office of Research and Development, 83p
- Karr, J.R. 1979. On the use of mist nets in the study of bird communities. **Inland Bird Banding News, Wisner** 51(1):1-10.
- Karr, J.R. 1981 Surveying birds with mist nets. **Studies in Avian Biology** 6:62-67.
- Karr, J.R. 1990. The avifauna of Barro Colorado island and Pipeline road, Panama In: Gentry, A.H. (ed.) **Four Neotropical Rainforest**, New Haven, Yale University Press.
- Kapos, V.; Wandelli, E.; Camargo, J.L.; Ganade, G. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. In: Laurance, W.F.; Bierregaard JR, R.O (eds). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago, The University of Chicago Press. p. 33-44.
- Kattan, G.H.; Alvarez-López H.; Giraudo M. 1994. Forest fragmentation and bird extinction: San Antonio eighty years later. **Conservation Biology** 8(1):138-146.
- Laurance, S.G.W. 2004. Responses of understory rain forest birds to road edges in Central Amazonia. **Ecological Applications** 14:1344-1357.
- Laurance, S.G.W.; Stouffer, P.C.; Laurance, W.F. 2004. Effects of road clearing on movement patterns of understory rainforest birds in Central Amazonia. **Conservation Biology** 18:1099-1109.
- Laurance, W.F. 1997. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: Laurance, W.F.; Bierregaard JR, R.O. (eds). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press. p. 71-83.

- Laurance, W. F. 2007. Have we overtasted the tropical biodiversity crisis? **Trends in Ecology and Evolution** 22:65-70.
- Laurance, W. F.; Bierregaard JR, R.O (eds.) 1997. **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press, p. 366- 385.
- Laurance, W.F.; Nascimento, H.; Laurance, S.G.; Andrade, A.; Ewers, R.; Harms, K.; Luizão, R.; Ribeiro, J. 2007. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **PLoS ONE** 2 (10): e1017.
- Laurance, W.F.; Yensen, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation** 55:77-92.
- Leck, C.L. 1979. Avian extinctions in an isolated Tropical Wet-Forest preserve, Ecuador. **Auk** 96:343-352.
- Lens, L.; Dogen S.V.; Norris, K.; Githiru, M.; Matthysen E. 2002; Avian Persistence in Fragmented Rainforest. **Science** 298: 1236-1238.
- Levins, R. 1970. Extinction. In: Gesternhaber, M (ed), **Some Mathematical Problems in Biology**. American Mathematical Society, Providence, Rhode Island. p. 77-107.
- Lindell, C.A.; Riffell, S.K.; Kaiser, S.A.; Battin, A. L.; Smith, M.L.; Sisk T.D. 2007. Edge responses of tropical and temperate birds. **Wilson Journal of Ornithology** 119:205-220.
- Loures-Ribeiro, A.; Manhães, M. A.; Dia, M. M.; Neto, S. J.C.; Silva, M. A. de A.; Ribeiro, H. M.; Lima, N. F. 2011. Aves de sub-bosque de uma área de Mata Atlântica de baixada do sudeste do Brasil. **Ornithologia** 4(2):76-85.
- Lovejoy, T.E.; Bierregard JR, R.O.; Rylands, A.B.; Malcom, J.R.; Quintela, C.E.; Harper, L.H.; Brown, K.S.; Powell, A.H.; Powell, G.N.V.; Schubart, H.O.R.; Hays, M. 1986. Edge and other effects of isolation of Amazon forests fragmentations. In: Soulé, M. E. **Conservation Biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland, Sinauer. p. 257-285.
- Maack, R. 1981. **Geografia física do Estado do Paraná**. Rio de Janeiro, J. Olympio, 2 ed., 450 p.
- Malcolm, J.R. 1994. Edge effects in Central Amazonian forest fragments. **Ecology** 75: 2438-2445.
- Marsden, S.J.; Whiffin, M.; Galetti, M. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around Atlantic Forest reserve, Brazil. **Biodiversity and Conservation** 10: 737-751.
- Martensen, A.C.; Pimentel, R.G.; Metzger, J.P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation** 141:2184-2192.

- Marterer, B.T.P. 1996. **Avifauna do Parque Botânico Morro do Baú. Riqueza, aspectos de frequência e abundância.** FATMA, Santa Catarina, 74 p.
- McKinney M.L. 1997 Extinction vulnerability and selectivity: Combining Ecological and Paleontological Views. **Annual Review and Ecology and Systematics** 28:495-516.
- Metzger, J.P. 1999. Estrutura da Paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** 71:445-463.
- Metzger, J.P. 2000. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas. In: **Simpósio de Restauração de Ecossistemas Degradados Com Espécies Nativas.** São Paulo, 2000. Anais. São Paulo: Edusp.
- Metzger, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica.** Disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?thematic-review+BN00701122001>.
- Moore, N.W.; Hooper, M.D. 1975. On the numbers of birds species in British woods. **Biological Conservation** 8:239-250.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests – Implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution** 10:58-62.
- Myers N. 1988. Threatened biotas: “Hot spots” in tropical forests. **The Environmentalist** 8:1-20.
- Newmark, W.D. 1991. Tropical Forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the Eastern Usambara mountains, Tanzania. **Conservation Biology** 5:67-78.
- Olmos, F. 1996. Satiation or deception?: Mast-seeding *Chusquea* bamboos, birds and rats in the Atlantic forest. **Revista Brasileira de Biologia** 56(2):391-401.
- Oniki, Y.; Willis, E.O. 1986. Diversidade de aves de verão nos habitats do estado de São Paulo. In: **Anais do Simpósio Anual da Aciesp: perspectivas da ecologia aplicada.** USP, Brasília, p. 101-117.
- Paglia, P.A.; De Marco, P.J.; Costa, F.M.; Pereira, R.F.; Lessa, G. 1995. Heterogeneidade de estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais. Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 12(1):67-79.
- Paraná, 1987. **Atlas do Estado do Paraná.** Curitiba, Instituto de Terras, Cartografia e Florestas e Departamento de Imprensa Oficial do Estado. 73 p.
- Pearman, P.B. 2002. The scale of community structure: Habitat variation and avian guilds in tropical forest understory. **Ecological Monographs** 72:19-39.
- Pires, A.S.; Fernandez, F.A.S.; Barros, C.S. 2006 Vivendo em um Mundo em pedaços: Efeitos da Fragmentação Florestal sobre Comunidades e Populações Animais In: Rocha, C.F.D., Bergalho, H. G., Sluys, M.V., Alves, M.A.S. (eds) **Biologia da Conservação Essências.** p 331-260.

- PMC, 2007. **Curitiba, a cidade da gente: perfil**. Home Page da Prefeitura Municipal de Curitiba. Disponível em www.curitiba.pr.gov.br; acessado em 25/10/2011.
- Poulsen, B.O. 1996. Mist-netting as a census method for determining species richness and abundances in a Andean cloud forest bird community. **Gerfaut** 84:39-49
- Rappole, J.H.; Morton, E.S. 1985. Effects of habitat alteration on a tropical avian forest community. In: BUCKLEY, P.A. *et al.* (Ed.) **Neotropical ornithology**. Washington, D.C.: The American Ornithologists Union. p. 1013-1021.
- Recher, H. F. 1969. Bird species diversity and habitat diversity in Australia and North America. **The American Naturalist** 103:75–80.
- Remsen, J.V.; Good, D.A. 1996 Misuse of data from mist-net captures to assess relative abundance in bird populations. **Auk** 113:381-398.
- Renjifo, L.M. 1999. Composition Changes in a Subandean Avifauna after LongTerm Forest Fragmentation. **Conservation Biology** 13:1124-1139.
- Restrepo, C.; Renjifo, L.M.; Marples, P. 1997. Frugivorous birds in fragmented neotropical montane forests: landscape pattern and body mass distribution. In: Laurance, W.F.; Bierregaard JR, R.O (eds) **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press. p. 171-189.
- Ribon, R.; Simon, J.E.; Mattos, G.T.de. 2003. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. **Conservation Biology** 17:1827-1839.
- Ries, L.; Fletcher, R.J.; Battin, J.; Sisk. T.D. 2004. Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, models, and variability explained. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics** 35: 491-522.
- Roos A.L. 2002. **Aves de sub-bosque da Mata Atlântica litorânea de Santa Catarina**. Dissertação de mestrado Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, UFMG, Belo Horizonte. 107 p.
- Roth, R.R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. **Ecology** (57):773-782.
- Salamuni E.; Ebert, H.D.; Hausi, Y. 2004 Morfotectonica da Bacia sedimentary de Curitiba. **Revista Brasileira de Geociências** 34(4):469-478.
- Sekercioglu C.H.; Ehrlich, P.R.; Daily, G.C.; Aygen, D.; Goehring, D.; Sandi, R.F. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. **Proceeding of National Academy of Sciences** 8:263-267.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for speciesconservation. **BioScience** 31:131-134.
- Sick H. 1997. **Ornitologia brasileira**, 2ª Edição. Nova Fronteira, Rio de Janeiro. 912 p.

- Sigrist, T. 2009. **Guia de campo Avis Brasilis - Avifauna Brasileira: Descrição das espécies**. São Paulo: Avis Brasilis. 600p.
- Simberloff, D.; Dayan, T. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. **Annual Review of Ecology and Systematics** 22:115-143.
- Simberloff, D.S.; Abelle, L.G. 1982. Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. **The American Naturalist** 120:41-50.
- Simon, J.E; Lima, S.R.; Cardinali, T. 2007. Comunidade de aves no Parque Estadual da Fonte Grande, Vitória, Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 24(1):121-132.
- Sisk, T.D.; Haddad, N.M.; Ehrlich, P.R. 1997. Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitats. **Journal of Applied Ecology** 7(4):1170-1180.
- Sodhi, N.S.; Liow, L.H.; Bazzaz, F.A. 2004. Avian extinction from tropical and subtropical forests. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics** 35:323-345.
- Soulé, M.E. 1986. Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sunderland: Sinauer Associates. **Biological Conservation** 123:507-519.
- Stotz, D.F.; Fitzpatrick, J.W.; Parker, T.A.; Moskovits, D.K. 1996, **Neotropical birds. Ecology and conservation**. Chicago, University of Chicago Press, 502p.
- Stouffer, P.C.; Bierregaard JR, R.O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. **Ecology** 76:2429-2445.
- Stratford, J.A.; Stouffer, P.C. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragment landscape near Manaus, Brazil. **Conservation Biology** 13(6):1416-1423.
- Straube, F.C.; Carrano, E.; Santos, R.E.F.; Scherer-Neto, P.; Ribas, C.F.; Meijer, A.A.R.; Vallejos, M.A.V.; Lanzer, M.; Klemann-Júnior, L.; Aurélio-Silva, M.; Urben-Filho, A.; Arzua, M.; Lima, A.M.X de.; Sobânia, R.L.M.; Deconto, L.R.; Bispo, A.A.; Jesus, S de.; Abilhoa, V. **Aves de Curitiba: Coletânea de registros**. Curitiba, Prefeitura Municipal de Curitiba. 280 p.
- Tabarelli, M.; Silva, J.M.C.; Gascon, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation** 13:1419-1425.
- Telino-Júnior, W.R.; Dias M.M.; Júnior S.M.; Lyra-Neves, R.M.; Larrazábal M.E.L. 2005. Estrutura trófica da avifauna na Reserva Estadual de Gurjaú, Zona da Mata Sul, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 22(4):962-973.
- Temple, S.A.; Wiens, J.A. 1989. Bird population and environmental change: Can be bio-indicators? **American Birds** 43:260-270.
- Terborgh, J.; Robinson S.K.; Parker III, T.A.; Munn, C.A.; Pierpont, N. 1990. Structure and organization of Amazonian forest bird community. **Ecological Monographs** 60(2):213-238.

- Terborgh, J.; Lopes, L.; Tello, J.; Yu, D.; Bruni, A. R. 1997. Transitory states in relaxing ecosystems of land bridge islands. In: W. F. Laurance, R. O. Bierregaard (eds). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Landscape*. University of Chicago Press, Chicago. p. 256-274.
- Thebaud, C.; Strasberg, D. 1997. Plant dispersal in fragmented landscapes: a field study of woody colonization in rainforest remnants of the Mascarene archipelago. In: **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities** (eds Laurance, W.R & Bierregaard JR, R.O.). University of Chicago Press, Chicago. p. 321–332
- Tilman, D.; May, R.M.; Lehman, C.L.; Nowak, A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature** 371:65-66.
- Tischendorf, L.; Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos** 90:7-19
- Turton, S.M.; Freiburger, H.J. Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland, northeastern Australia. In: Laurance, W.F & Bierregaard JR, R.O. (eds) **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. p. 45-54.
- Uezu, A. 2006. **Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema**. Tese de doutorado: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. 202 p.
- Uezu, A.; Metzger, J.P.; Vielliard, J.M.E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation** 123:507-619.
- Van Perlo, B. 2009. **A field guide to the birds of Brazil**. Oxford University Press. 465 p.
- Vasconcelos, M.F.; Vasconcelos, A.P.; Viana, P.L.; Palú, L.; Silva, J.F. 2005. Observações sobre aves granívoras (Columbidae e Emberizidae) associadas à frutificação de taquaras (Poaceae, Bambusoideae) na porção meridional da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil. **Lundiana** 6(1):75-77
- Veloso, H.P.; Rangel-Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. IBGE, Rio de Janeiro, Brasil.
- Viana, V.M.; Tabanez, A.A.J.; Batista, J.L.F. 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist forest. In: Laurance, W. F.; Bierregaard JR, R.O (eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**, University of Chicago Press, Chicago. p. 351-365.

- Villard, M.A.; Trzcinski, M.K.; Merriam, G. 1999. Fragmentation effects on forest birds: Relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. **Conservation Biology** 13:774-783.
- Vogel, H.F.; Zawadzki, C. H.; Metri, R. 2012. Occurrence of thrushes in an urban fragment of Araucaria forest in southern Brazil. **Biota Neotropical** 12(4): Disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br/v12n4/en/abstract?shortcommunication+bn01012042012>
- Welty, J.C.; Baptista, L. 1962. **The life of birds**. Orlando: Saunders.
- Whitmore, T.C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: Laurance, W. F & Bierregaard JR, R.O. (eds). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press. p.3-12.
- Wilcove, D.S.; McLellan, C.H.; Dobson, A.P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Soulé, M.E (ed.). **Conservation Biology: The science of Scarcity and Diversity**. Sinauer Associates, Sunderland. p. 237-256.
- Wilcove, D.S.; Robinson, S.K. 1990. The impact of forest fragmentation on bird communities in Eastern North America. In: Keast, A. **Biogeography and ecology of forest bird communities**. (Ed.) The Hague: SPB Academic Publishing. p. 319-331.
- Willis, E.O. 1974. Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology Monographs** 44:153-169.
- Willis, E.O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia** 33:1-25.
- Wong, M.A. 1986. Trophic organization of understory birds in a Malaysian dipterocarp forest. **Auk** 103:100-116.

ANEXOS

Anexo 1. Espécies capturadas em redes de neblina na área de estudo. Status de ocorrência: **R** (Residente), **(VR)** Visitante Regular, **(VI)** Visitante Irregular e **(M)** Migrante do Norte Regular. **#** Espécies endêmicas da Mata Atlântica segundo Stotz *et al.* (1996) e Bornschein & Reinert (2000). **Local de Captura:** **B** (Borda) e **I** (Interior). **Guildas:** **Foc** (Grandes frugívoros e onívoros de copa), **Poc** (Pequenos onívoros de copa), **POei** (Pequenos onívoros de estrato inferior), **OFbi** (Onívoros ou frugívoros de borda e interior), **GFs** (Grandes frugívoros de solo), **Cd** (Carnívoros diurnos), **Itg** (Insetívoros de tronco e galho), **Aeb** (Aves de estrato baixo comedoras de grandes artrópodes), **Pls** (Pequenos insetívoros de solo), **Pleb** (Pequenos insetívoros de estrato baixo), **lbb** (Insetívoros de bambusais ou densas brenhas), **lem** (Insetívoros de estrato médio), **Plc** (Pequenos insetívoros de copa), **lb** (Insetívoros de borda), **N** (Nectarívoros), **Gb** (Granívoros de borda), **laa** (Pequenos e médios insetívoros de áreas abertas) e **Glaa** (Grandes insetívoros de áreas abertas). **N C/R B** (Número de capturas e recapturas na borda). **N C/R I** (Número de capturas e recapturas no interior). **NT Exe Cap** (Número total de exemplares capturados, somados os dois ambientes). **AR%** (Abundância Relativa da espécie). A classificação taxonômica das espécies segundo CBRO (2011). * Em alocação provisória (*incertae sedis*) segundo CBRO (2011) segue-se aqui a posição da lista anterior CBRO (2010).

Espécies	Status	Local da captura	Guildas	N C/R B	N C/R I	NT Exe Cap	AR%
ACCIPITRIDAE (1)							
<i>Rupornis magnirostris</i>	R	B	Cd	2	-	2	0,44
COLUMBIDAE (3)							
<i>Columbina talpacoti</i>	R	B	Gb	26	-	25	5,59
<i>Leptotila verreauxi</i>	R	B,I	GFs	4	4	6	1,34
<i>Leptotila rufaxilla</i>	R	B,I	GFs	4	4	7	1,56
TROCHILIDAE (4)							
<i>Florisuga fusca</i>	VI #	B	N	1	-	1	0,22
<i>Stephanoxis lalandi</i>	R #	B	N	1	-	1	0,22
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	R	B	N	2	-	2	0,44
<i>Leucochloris albicollis</i>	R	B	N	2	-	2	0,44
PICIDAE (4)							
<i>Picumnus temminckii</i>	R #	B	Itg	18	-	9	2,01
<i>Veniliornis spilogaster</i>	R	B,I	Itg	2	1	3	0,67
<i>Colaptes melanochloros</i>	R	B	Itg	1	-	1	0,22
<i>Colaptes campestris</i>	R	B	Glaa	1	-	1	0,22
THAMNOPHILIDAE (2)							
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	R	B	laa	5	-	3	0,67
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	R	B,I	Pleb	14	5	15	3,35
CONOPOPHAGIDAE							
<i>Conopophaga lineata</i>	R	B,I	Pls	5	6	9	2,01
DENDROCOLAPTIDAE (2)							
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	R #	B,I	Itg	1	5	4	0,89
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	R #	B,I	Itg	1	3	2	0,44
FURNARIIDAE (6)							
<i>Furnarius rufus</i>	R	B	laa	15	-	9	2,01
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	R #	B	lbb	4	-	3	0,67
<i>Synallaxis cinerascens</i>	R	B,I	lbb	3	1	2	0,44
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	R #	B	lem	7	-	5	1,11
<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i>	R #	B,I	Aeb	4	1	3	0,67
<i>Lochmias nematura</i>	R	B	Aeb	2	-	1	0,22
PIPRIDAE (1)							
<i>Chiroxiphia caudata</i> #	R	B	POei	2	-	2	0,44
TITYRIDAE (2)							
<i>Pachyrhamphus polychopterus</i>	VR	B	Plc	1	-	1	0,22
<i>Pachyrhamphus validus</i>	VR	B	Plc	5	-	5	1,11
RHYNCHOCYCLIDAE (1)							

<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	R	B	lbb	6	-	5	1,11
TYRANNIDAE (13)							
<i>Elaenia flavogaster</i>	VR	B	OFbi	6	-	6	1,34
<i>Elaenia parvirostris</i>	VR	B	OFbi	20	-	18	4,02
<i>Elaenia mesoleuca</i>	VR	B	OFbi	3	-	3	0,67
<i>Elaenia obscura</i>	VR	B	OFbi	1	-	1	0,22
<i>Camptostoma obsoletum</i>	R	B	POc	6	-	5	1,11
<i>Platyrinchus mystaceus *</i>	R	B,l	Pleb	2	4	4	0,89
<i>Myiophobus fasciatus</i>	VR	B	lb	13	-	10	2,23
<i>Lathrotriccus euleri</i>	VR	B,l	Pleb	1	2	2	0,44
<i>Knipolegus cyanirostris</i>	R	B	lb	1	-	1	0,22
<i>Pitangus sulphuratus</i>	R	B,l	OFbi	3	1	4	0,89
<i>Myiodynastes maculatus</i>	VR	B	OFbi	2	-	2	0,44
<i>Tyrannus melancholicus</i>	VR	B	lb	1	-	1	0,22
<i>Myiarchus swainsoni</i>	VR	B	Plc	1	-	1	0,22
VIREONIDAE (2)							
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	R	B,l	Plc	6	3	6	1,34
<i>Vireo olivaceus</i>	MRN	B	POc	1	-	1	0,22
TROGLODYTIDAE (1)							
<i>Troglodytes musculus</i>	R	B	lb	3	-	3	0,67
TURDIDAE (4)							
<i>Turdus flavipes</i>	VI	I	OFbi	-	1	1	0,22
<i>Turdus rufiventris</i>	R	B, l	OFbi	33	46	57	12,7
<i>Turdus amaurochalinus</i>	VR	B,l	OFbi	18	2	18	4,02
<i>Turdus albicollis</i>	R	B,l	POei	5	20	22	4,92
THRAUPIDAE (7)							
<i>Saltator similis</i>	R	B,l	OFbi	7	2	8	1,79
<i>Tachyphonus coronatus</i>	R	B	OFbi	10	-	8	1,79
<i>Tangara sayaca</i>	R	B	OFbi	8	-	8	1,79
<i>Tangara preciosa</i>	R #	B	POc	2	-	2	0,44
<i>Stephanophorus diadematus</i>	R #	B	POc	5	-	4	0,89
<i>Pipraeidea melanonota</i>	R	B	POc	1	-	1	0,22
<i>Conirostrum speciosum</i>	R	B	Plc	1	-	1	0,22
EMBERIZIDAE (5)							
<i>Zonotrichia capensis</i>	R	B	Gb	28	-	27	6,04
<i>Haplospiza unicolor</i>	VI	B	Gb	4	-	4	0,89
<i>Poospiza cabanisi</i>	R #	B, l	Gb	54	2	44	9,84
<i>Volatinia jacarina</i>	VR	B	Gb	1	-	1	0,22
<i>Sporophila caerulescens</i>	VR	B	Gb	6	-	6	1,34
PARULIDAE (3)							
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	R	B	laa	8	-	7	1,56
<i>Basileuterus culicivorus</i>	R	B,l	Pleb	25	17	20	4,47
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	R	B,l	Pls	8	6	10	2,23
ICTERIDAE (1)							
<i>Cacicus chrysopterus</i>	R	B	FOc	1	-	1	0,22

CAPÍTULO 2

**A INFLUÊNCIA DE DISTÚRPIO AMBIENTAL SOBRE A COMUNIDADE DE
AVES FLORESTAIS EM UM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA
MISTA**

***THE INFLUENCE OF ENVIRONMENTAL DISTURBANCE ON THE FOREST
BIRD COMMUNITY IN A ARAUCARIA FOREST REMNANT***

RESUMO

Em julho de 2000, a ruptura de um oleoduto causou o derramamento de petróleo na área interna da Refinaria Presidente Getúlio Vargas (REPAR), atingindo um remanescente florestal e várzeas adjacentes. Em função do ocorrido, a comunidade local de aves florestais foi avaliada quanto às variações na riqueza e abundância de espécies e grupos funcionais ao longo da ocorrência desse distúrbio. Foram consideradas três magnitudes de distúrbio (agudo, intermediário e tardio), definidas em função do dano ambiental e da duração dos impactos. Entre maio de 2002 e abril de 2012 foram realizadas 84 amostragens de campo utilizando técnicas de contato visual e auditivo, e também 60 amostragens com redes de neblina, totalizando, respectivamente, 1.620 horas e 10.800 horas/rede de esforço amostral. Foram registradas 134 espécies, sendo 83 dessas capturadas em redes. Análises de PERMANOVA demonstraram diferenças significativas para a riqueza e abundância de espécies e guildas na comparação entre as três magnitudes de distúrbio. Os maiores valores de riqueza e abundância foram registrados durante o distúrbio agudo. A espécie com maior abundância (12,2%) foi *Turdus rufiventris*. As guildas que apresentaram as maiores contribuições quanto às magnitudes de distúrbio e sazonalidade foram onívoros ou frugívoros de borda e interior (OFbi) e granívoros de borda (Gb). As diferenças nas comunidades entre as três magnitudes de distúrbio refletem de forma direta os efeitos da descaracterização ambiental. A composição de aves observada se revelou dentro do esperado para um fragmento florestal de pequeno porte e estrutura vegetacional secundária, apresentando maior riqueza e abundância de guildas e espécies generalistas, além de grande contribuição de espécies com baixa frequência de ocorrência.

Palavras-Chave: Derramamento de óleo, fragmentação, grupos funcionais, Floresta com Araucária, espécies generalistas.

ABSTRACT

In July 2000, a rupture in an oil pipeline caused the oil spill in the inner area of the Presidente Getúlio Vargas Refinery (REPAR), reaching a forest remnant and adjacent wetlands. Due to the incident, the local community of forest birds was evaluated in order to assess changes in richness and abundance of species and functional groups along the environmental disturbance occurrence. We considered three magnitudes of disturbance (acute, intermediate and late effects), defined in terms of environmental damage and duration of impacts. Between May 2002 and April 2012 were conducted 84 field sampling using visual and auditory contact techniques, and also 60 samples with mist nets totaling, respectively, 10,800 hours and 1,620 hours / net of sampling effort. We recorded 134 species, being 83 captured in mist nets. PERMANOVA analyzes showed significant differences for richness and abundance of species and guilds among the three magnitudes of environmental disturbance. The highest values of richness and abundance were recorded during the acute disturbance. The species with the highest abundance (12.2%) was *Turdus rufiventris*. The guilds with the highest percentage contributions in all disturbance magnitudes and seasons were omnivores and frugivores of forest edge and interior, and edge seedeaters. Differences in communities among disturbances reflect directly the effects of natural landscape discharacterization. The bird composition observed was the same as expected for a small forest fragment with secondary vegetation structure, with a higher richness and abundance of generalist species and guilds, besides the high contribution of species with low frequency of occurrence.

Keywords: Oil spill, fragmentation, functional groups, Araucaria Forest, generalist species.

1. INTRODUÇÃO

As florestas, quando submetidas a distúrbios provocados por ações antropogênicas, sofrem modificações nos padrões e estruturas da cobertura vegetal, diminuindo a disponibilidade de recursos (Blake & Loiselle, 1991; Terborgh, 1992; Stradford & Robinson, 2005) e causando a desestruturação das comunidades animais, particularmente das aves (Kaar, 1981; Bierregard & Lovejoy, 1988; Stouffer & Bierregaard Jr, 1995; Brown *et al.* 2001; Lindell *et al.* 2007).

As aves podem responder com variação na abundância de indivíduos e composição de espécies a diferentes graus de modificação do habitat, tais como estágio sucessional (Johns, 1991) e estrutura da vegetação (Karr & Freemark, 1983). Borges (2007) verificou na Amazônia que a comunidade de aves tem poucas espécies em comum entre estágios iniciais e avançados de sucessão secundária. O estágio médio tende a compor uma mistura das espécies do inicial e avançado (Borges, 2007) com uma alta riqueza, abundância e biomassa de espécies frugívoras e nectarívoras (Loiselle & Blake, 1994).

Investigações recentes têm se esforçado para elucidar os padrões de composição de espécies de aves em fragmentos florestais e determinar quais processos originam tais padrões (Willson *et al.* 1994; Stouffer & Bierregaard Jr, 1995; Sieving & Karr, 1997; Warburton, 1997). As espécies de aves variam suas respostas em relação à fragmentação na medida em que as populações de algumas aumentam, algumas permanecem não afetadas, e outras declinam ou desaparecem em fragmentos (Lynch & Whigham, 1984; Blake & Karr, 1987; Stouffer & Bierregaard Jr, 1995).

Uma grande variedade de características ecológicas e de histórias de vida tem sido associadas com a propensão à extinção local em populações isoladas de aves em florestas tropicais, incluindo raridade natural (Christiansen & Pitter, 1997; Sieving & Karr, 1997), grande tamanho corporal (Leck, 1979), baixa fecundidade (Willis, 1974; Sieving & Karr, 1997), tipo e localização do ninho (Willson *et al.* 1994; Warburton, 1997), dieta (Willis, 1979; Stouffer &

Bierregaard Jr, 1995), reduzida tolerância à matriz de habitats modificados circundando os remanescentes florestais (Lovejoy *et al.* 1986; Stouffer & Bierregaard Jr, 1995; Bierregaard Jr & Stouffer, 1997; Warburton 1997) e endemismo (Willson *et al.* 1994).

Nas últimas décadas alguns estudos se destacaram por melhor compreender os efeitos de distúrbios em fragmentos florestais (Willis, 1979; Stouffer & Bierregaard Jr, 1995; Turner, 1996; Anjos 2004), identificando níveis de sensibilidade à fragmentação florestal em espécies de aves (Anjos 2006, Piratelli *et al.* 2008).

Outros estudos avaliaram as alterações em comunidades de aves em locais com distúrbios provocados pela exploração vegetal seletiva para fins madeireiros (Johns, 1988; Mason, 1996; Aleixo, 1999; Protomastro, 2001; Wunderle, 2006). Distúrbios florestais interferem diretamente na abundância e riqueza de espécies de aves (Willis, 1979; Stouffer & Bierregaard Jr, 1995; Marsden *et al.* 2001; Antunes, 2005). Estes efeitos tornam-se potencializados em fragmentos florestais de pequeno tamanho e de maior isolamento (Ribon *et al.* 2003; Anjos & Bóçon, 1999; Anjos 2006; Piratelli *et al.* 2008; Ribeiro *et al.* 2009).

Alguns grupos específicos de aves, essencialmente florestais, sofrem mais com os distúrbios, dentre os quais as aves insetívoras do estrato inferior (Şekercioglu *et al.* 2002) e frugívoras de grande porte (Loiselle & Blake, 1991; Loiselle & Blake, 1992). No entanto, florestas contínuas submetidas à exploração florestal seletiva podem apresentar aumento na riqueza e abundância de algumas delas. Em particular espécies generalistas tendem a ocupar áreas florestais exploradas para fins econômicos (Aleixo, 1999; Protomastro, 2001).

Florestas secundárias podem exercer um papel relevante para a avifauna (Blake & Loiselle, 1991) por serem capazes de recuperar rapidamente a riqueza de aves (Dunn, 2004). Além disso, ambientes de sucessão florestal podem aumentar a conectividade entre fragmentos florestais (Stouffer & Bierregaard Jr, 1995) sendo importantes como locais de forrageamento para algumas espécies durante certos períodos do ano (Blake & Loiselle, 1991). A riqueza e abundância de aves podem ser consideravelmente maiores em

habitats de crescimento secundário devido a uma variedade de fatores, como abundância de recursos e a heterogeneidade ambiental (Blake & Loiselle, 1991). No entanto, muitas espécies necessitam de florestas primárias e grandes fragmentos para sobreviver (Aleixo, 1999; Barlow *et al.* 2007) e a substituição dessas por florestas secundárias pode levar muitas espécies à extinção (Metzger *et al.* 2009).

Em julho de 2000, ocorreu o vazamento de cerca de quatro milhões de litros de petróleo na Refinaria Presidente Getúlio Vargas (REPAR) pertencente à PETROBRAS, localizada na Região Metropolitana de Curitiba, no município de Araucária, estado do Paraná. A partir do ponto de ruptura, o óleo atingiu um pequeno riacho (arroio Saldanha) de aproximadamente 2 km de extensão, contaminando seus ambientes marginais, florestas ripárias e várzeas, até chegar ao rio Barigui e posteriormente ao rio Iguaçu.

Este acidente foi considerado o maior do gênero ocorrido no Brasil (Pilchowski, 2003) causando uma série de impactos diretos aos ecossistemas locais, atingindo o solo, águas superficiais, lençol freático (Melo *et al.* 2003), peixes (Pilchowski, 2003) e aves aquáticas (Scherer-Neto *et al.* 2000, 2002), bem como impactos indiretos através das alterações nos ambientes naturais em função da remoção do petróleo derramado.

Outro detalhe importante refere-se à descaracterização ambiental pretérita sofrida por esta região, incluindo a REPAR e seu entorno imediato, quando a maior parte das formações florestais e campestres foram suprimidas e/ou fragmentadas por diferentes atividades antrópicas, principalmente relacionadas à expansão da urbanização, à instalação do pólo industrial de Araucária e à construção de estradas, rodovias, linhas de transmissão de energia e oleodutos.

Considerando-se o contexto acima, o objetivo principal deste capítulo foi analisar ao longo de 10 anos as variações na riqueza, abundância e guildas funcionais de aves florestais em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em relação à magnitude do distúrbio ambiental ocorrido (agudo, intermediário e tardio). Sendo formuladas as seguintes hipóteses: (i) há diferença na riqueza, abundância e composição de guildas funcionais de acordo com a magnitude do distúrbio ambiental ocorrido; (ii) as espécies e as guildas funcionais da avifauna

silvícola respondem de maneira distinta à magnitude do distúrbio ambiental ocorrido no remanescente de Floresta Ombrófila Mista.

2. MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo encontra-se descrita detalhadamente no Capítulo 1.

Foram definidas três categorias de magnitude de distúrbio ambiental pós-acidente da REPAR, seguindo a definição de White & Pickett (1985), onde distúrbio é considerado um evento relativamente discreto no tempo que altera a estrutura de um ecossistema, comunidade ou população, bem como provoca mudanças na disponibilidade de recursos ou no meio físico.

Neste estudo avaliou-se apenas aspectos relacionados à presença humana e de maquinário no processo de remoção do óleo, na descaracterização da vegetação, principalmente ao longo das florestas ripárias do arroio Saldanha e o fator temporal.

As magnitudes de distúrbio ambiental foram definidas da seguinte maneira: **Agudo:** estabelecido no período entre maio de 2002 e dezembro de 2004, quando a área ainda recebia intervenção humana direta em decorrência do acidente, com a presença constante de trabalhadores e maquinário, os quais causaram modificações na vegetação devido às atividades de remoção do óleo do solo. Durante esse período, em alguns locais ocorreu corte raso da vegetação, principalmente ao longo do curso d'água, descaracterizando o sub-bosque e possibilitando a colonização por espécies pioneiras nativas (*Mimosa scabrella*) e exóticas (*Ligustrum vulgare*); **Intermediário:** no período de maio de 2006 a abril de 2008, quando a área recebia intervenção humana apenas sazonal e em locais pré-definidos (que ainda necessitavam de atenção especial devido aos níveis de contaminação do solo e água). Neste período não ocorreram cortes na vegetação, já sendo possível observar a regeneração do sub-bosque em alguns locais, bem como, a continuidade na invasão por *L. vulgare*; e **Tardio:** definido no período de maio de 2009 e abril de 2012, com intervenção humana apenas direcionada ao monitoramento ambiental através da coleta de solo e água. Sem intervenções na vegetação, sendo que em

alguns pontos o sub-bosque já se apresentava mais adensado, fornecendo um habitat inexistente nos períodos anteriores. Contudo, um fator negativo, refere-se à alta ocupação por *L. vulgare* ao longo da borda e também em locais onde a floresta apresenta-se menos estruturada.

2.2. COLETA DE DADOS

O estudo foi desenvolvido no período entre maio de 2002 e abril de 2012 através da realização de 84 amostragens de campo mensais com dois dias de duração cada, através dos métodos de contato visual e auditivo (Bibby *et al.* 1992). A maior parte das observações foram realizadas entre as 6:30 e 18:30 h, sendo que em oito amostragens em cada magnitude de distúrbio (duas em cada estação do ano) ocorreram incursões noturnas com duração de três horas. O esforço de observação totalizou 1.620 horas, distribuído nos três distúrbios (agudo, intermediário e tardio) através de 24, 24 e 36 amostragens respectivamente.

Ainda em 60 destas amostragens de campo, também foi utilizado o método de captura em redes de neblina, seguindo o mesmo desenho amostral do Capítulo 1, porém sem a distinção entre os ambientes de borda e interior. Em relação a cada magnitude de distúrbio (agudo, intermediário e tardio) efetuou-se 24, 19 e 17 amostragens respectivamente, com esforço total de captura de 10.800 horas/rede.

Todas as aves capturadas foram marcadas com anilhas metálicas do CEMAVE - Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres através de autorização de anilhamento (nº 1125) e SISBIO (nº 28239-1). As redes permaneceram abertas no período das 6:30 as 18:30 h e fechadas ao anoitecer, revisadas em intervalos de 15 a 20 minutos, sendo as aves soltas no mesmo local de captura. A classificação taxonômica das espécies seguiu o proposto pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2011).

As espécies foram categorizadas em guildas (grupos ecológicos funcionais) segundo Willis (1979), considerando-se a natureza do item alimentar, estrato e substrato de forrageamento, tamanho corporal e período de atividade, visando agrupar espécies que apresentam hábitos e

comportamentos semelhantes. A utilização de guildas ou de outros grupos funcionais auxilia na avaliação dos processos ecológicos envolvidos nas mudanças das comunidades (Croonquist & Brooks, 1991; Aleixo, 1999; Fischer *et al.* 2007).

Foram consideradas as seguintes guildas: **FOc** (Grandes frugívoros e onívoros de copa), **POc** (Pequenos onívoros de copa), **POei** (Pequenos onívoros de estrato inferior), **OFbi** (Onívoros ou frugívoros de borda e interior), **GFs** (Grandes frugívoros de solo), **Cn** (Carnívoros noturnos), **Cd** (Carnívoros diurnos), **Cdaa** (Carnívoros diurnos de áreas abertas), **Itg** (Insetívoros de tronco e galho), **Aeb** (Aves de estrato baixo comedoras de grandes artrópodes), **Pls** (Pequenos insetívoros de solo), **Pleb** (Pequenos insetívoros de estrato baixo), **Ibb** (Insetívoros de bambusais ou densas brenhas), **Iem** (Insetívoros de estrato médio), **Plc** (Pequenos insetívoros de copa), **Ib** (Insetívoros de borda), **In** (Insetívoros noturnos), **N** (Nectarívoros), **Gb** (Granívoros de borda), **P** (Piscívoros), **Iaa** (Pequenos e médios insetívoros de áreas abertas) e **Glaa** (Grandes insetívoros de áreas abertas).

Considerando os três métodos de pesquisa a frequência de ocorrência foi calculada através da fórmula: $FO=A/n.100$, sendo **A** o número de amostragens de campo com registro da espécie e **n** o número total de amostragens de campo realizadas.

A abundância relativa das espécies foi calculada através da fórmula: $Ar=a/n.100$, sendo **a** o número de exemplares capturados de cada espécie e **n** o número total de exemplares capturados.

Com base na frequência de ocorrência, as espécies foram classificadas em status de ocorrência, adaptado de Mendonça-Lima & Fontana (2000). **(R)** Residente com $Fo \geq 70\%$, **(PR)** Provavelmente residente com $70 > Fo \geq 20\%$, **(O)** Ocasional ou sobrevoantes com $Fo \leq 20\%$ e **(RV)** Residentes de verão, espécies que ocorrem na área de estudo apenas no período primavera/verão. Complementarmente a estas definições foi utilizada também a categoria **(IA)** Introduzida e já aclimata (Straube *et al.* 2009). Para as espécies endêmicas da Mata Atlântica seguiu-se as proposições de Stotz *et al.* (1996) e Bornschein & Reinert (2000). A inclusão de *Poospiza cabanisi* como endemismo foi baseada em interpretação pessoal de revalidação da espécie (Assis *et al.* 2007).

As estações do ano foram agrupadas da seguinte maneira: janeiro, fevereiro e março (verão), abril, maio e junho (outono), julho, agosto e setembro (inverno) e outubro, novembro e dezembro (primavera).

2.3. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Análises multivariadas foram utilizadas para descrição dos padrões de riqueza e abundância de aves, categorizados em nível de espécie ou guildas tróficas, em relação aos fatores de magnitude do distúrbio ambiental considerado (agudo, intermediário e tardio) e estações do ano.

Foram realizadas análises de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), análises de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) e análises de quebra de porcentagem da similaridade (SIMPER). As matrizes de similaridade foram construídas com os dados de presença/ausência ou abundância (transformados, raiz quadrada) das aves e guildas em relação à magnitude do distúrbio ambiental considerado (agudo, intermediário e tardio) e estações do ano. Para os dados de presença/ausência foi utilizado o índice de similaridade de *Jaccard* e para os dados de abundância o coeficiente de *Bray-Curtis*.

As análises de ordenamento NMDS foram utilizadas para observar os padrões de semelhança da riqueza e abundância de espécies e guildas em relação aos fatores considerados. A interpretação do ordenamento consiste em verificar a similaridade entre as amostras, indicada pela proximidade espacial ao longo dos eixos de ordenação (Clarke & Gorley, 2006). A distorção da resolução das dimensões da ordenação é medida através do *stress*, um valor baixo de *stress* indica que as distâncias no diagrama refletem bem as distâncias originais (Clarke, 1993).

A avaliação de diferenças significativas entre os fatores foi realizada através de análises de variância multivariada permutacional - PERMANOVA (Anderson, 2001). Ambos os fatores foram considerados como efeito fixo e o número de permutações utilizado foi 4999. Fatores com resultados

significativos foram posteriormente analisados através de comparações par a par.

A análise de SIMPER foi utilizada para detectar as espécies e guildas que mais contribuíram para as similaridades e dissimilaridades entre os fatores considerados (Clarke, 1993). Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o pacote PERMANOVA+ no *software* Primer (versão 6.0) (Clarke & Gorley 2006).

3. RESULTADOS

3.1. Riqueza

Durante o estudo, considerando-se os métodos de contato visual e auditivo, foram registradas 128 espécies de aves distribuídas em 34 famílias, sendo 29 endêmicas da Mata Atlântica (Anexo 1). As famílias mais representativas na ordem Passeriformes foram Tyrannidae com 21 espécies, Thraupidae (n=11), Furnariidae (n=10) e Emberizidae (n=7). Dentre não passeriformes destacaram-se Picidae (n=8), Accipitridae e Trochilidae (n=6) e Columbidae, com cinco espécies (Anexo 1).

Quanto ao número de espécies e famílias registradas em relação à cada magnitude de impacto, obteve-se no agudo 115 espécies e 33 famílias, intermediário 101/30 e tardio 108 espécies e 30 famílias (Anexo 1). Ademais, 87 espécies foram registradas durante as três magnitudes de impacto, 12 espécies (*Harpagus diodon*, *Pyrrhura frontalis*, *Dromococcyx pavoninus*, *Asio clamator*, *Hydropsalis albicollis*, *Ramphastos dicolorus*, *Mackenziaena leachii*, *Sittasomus griseicapillus*, *Myiozetetes similis*, *Schiffornis virescens*, *Pachyramphus castaneus*, *Poospiza thoracica* e *Cyanoloxia brissonii*) exclusivamente para o impacto agudo, *Geotrygon montana* no intermediário e *Megascops choliba*, *Strix hylophila*, *Florisuga fusca*, *Leptasthenura setaria* e *Megarynchus pitangua* apenas durante o impacto tardio (Anexo 1).

A frequência de ocorrência das espécies variou entre 100% (espécie observada em todas as amostragens de campo) e 1,19% (espécie observada em apenas uma amostragem de campo) representadas por 20 e 10 espécies

respectivamente, sendo que as demais espécies (n=98) apresentaram frequências entre 98,8 e 2,38% (ANEXO 1), com as espécies distribuídas em cinco categorias de ocorrência, sendo 37 espécies residentes, 23 provavelmente residentes, 47 ocasionais, 19 residentes de verão e duas introduzidas e já aclimatadas, *Brotoageris tirica* e *Amazona aestiva* (ANEXO 1).

A análise de ordenamento de NMDS representou as diferenças existentes quanto à riqueza de espécies e magnitude do distúrbio ambiental considerado (Figura 1) e também em relação às estações do ano (Figura 2).

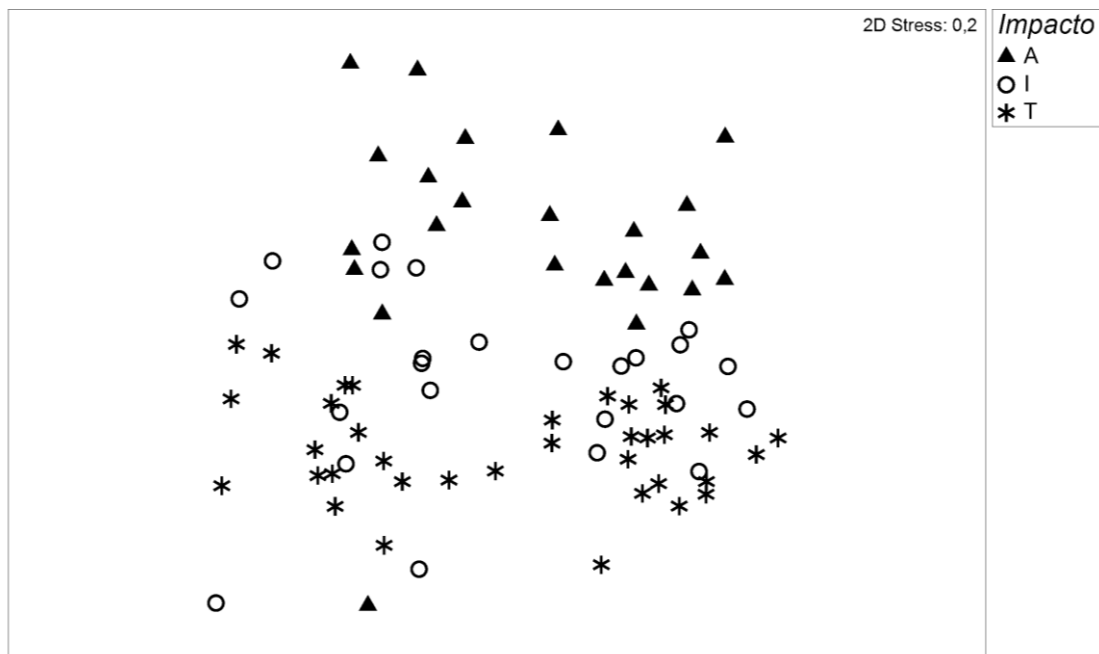


Figura 1. Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada em dados de riqueza de aves considerando as três magnitudes de distúrbio ambiental: A. Agudo, I. Intermediário, T. Tardio.

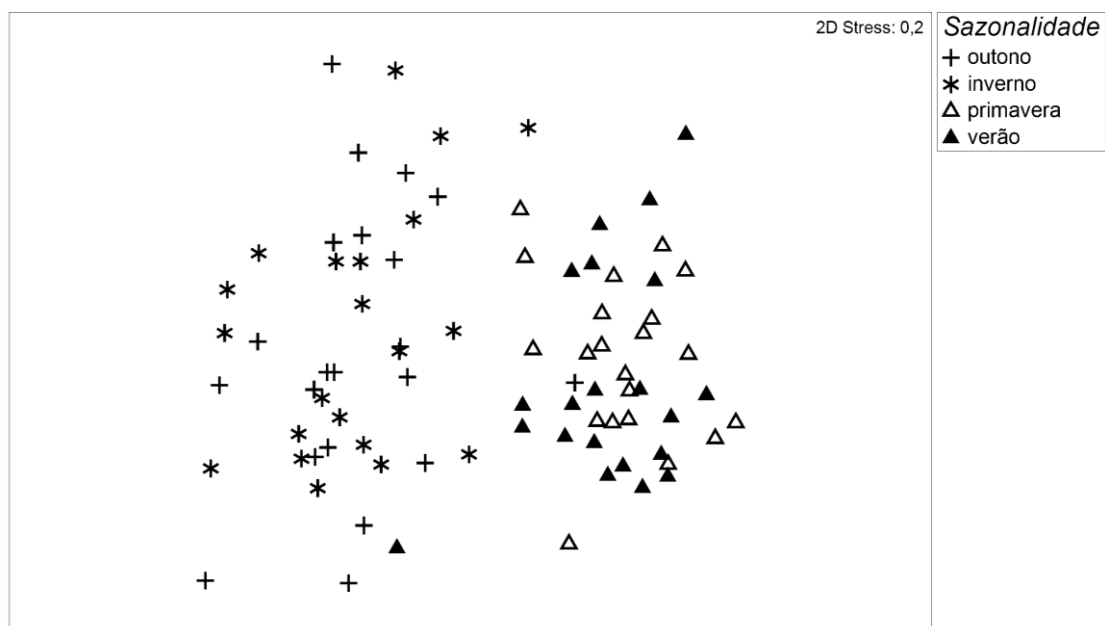


Figura 2. Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada em dados de riqueza de aves em relação à sazonalidade.

Segundo análise de PERMANOVA houve diferença significativa na riqueza de aves entre as três magnitudes de distúrbio e também em relação à sazonalidade (Tabela 1), sendo que posteriores comparações par a par demonstraram que tais diferenças estiveram relacionadas entre as três magnitudes de distúrbio (Tabela 2) e também entre todas as estações do ano com exceção de outono/inverno (Tabela 3).

Tabela 1. PERMANOVA calculada a partir da matriz de similaridade de *Jaccard* para riqueza de aves observadas nas três magnitudes de distúrbio. Itens em negrito representam diferenças significativas.

	GI	SQ	QM	F	P
Impacto	2	8107,7	4053,9	8,2828	0,0002
Sazonalidade	3	14448	4815,9	9,8399	0,0002
Impacto X Sazonalidade	6	4290,9	715,16	1,14612	0,00016
Resíduo	72	35239	489,43		
Total	83	62950			

Tabela 2. PERMANOVA calculada a partir de comparações par a par entre as três magnitudes de distúrbio ambiental. Itens em negrito representam diferenças significativas.

	T	P	PU
Agudo X Intermediário	2,3852	0,0002	4982
Agudo X Tardio	3,6541	0,0002	4970
Intermediário X Tardio	2,3275	0,0002	4971

Tabela 3. PERMANOVA calculada a partir de comparações par a par entre as estações do ano em relação à riqueza de aves. Itens em negrito representam diferenças significativas.

	T	P	PU
Outono X Inverno	1,1557	0,1592	4974
Outono X Primavera	3,6345	0,0002	4976
Outono X Verão	3,4761	0,0002	4981
Inverno X Primavera	3,9758	0,0002	4982
Inverno X Verão	3,8753	0,0002	4981
Primavera X Verão	1,4167	0,009	4979

Segundo a análise de SIMPER, as maiores contribuições das espécies em relação às três magnitudes de distúrbio ambiental estão descritas na Tabela 4. Quanto às diferenças sazonais, foi notável no período primavera/verão a maior contribuição de espécies migrantes (que ocorrem na REPAR apenas nestas estações), como *Myiophobus fasciatus*, *Tyrannus melancholicus*, *Pachyramphus polychopterus*, *Vireo olivaceus* e *Turdus amaurochalinus* (Tabela 5).

O razão das contribuições de *Crypturellus obsoletus* terem ocorrido apenas neste período, podem ser explicadas pela forma de contato com a espécie, em sua maioria, através da sua vocalização. Justamente nesta época este tinamídeo apresenta maior frequência nos cantos devido à estação reprodutiva.

Tabela 4. Resultados da análise de SIMPER para as espécies observadas com maior contribuição percentual em relação às três magnitudes de distúrbio ambiental.

Espécies	Agudo (77,47%)	Intermediário (77,52%)	Tardio (78,28%)
<i>A. saracura</i>	2,25	2,42	2,23
<i>B. culicivorus</i>	2,25	2,42	2,23
<i>B. leucoblepharus</i>	2,25	2,42	2,23
<i>C. campestris</i>	2,25	2,42	2,23
<i>C. chrysopterus</i>	-	1,19	2,23
<i>C. gujanensis</i>	2,25	2,42	2,23
<i>C. obsoleta</i>	1,71	1,97	2,23
<i>C. obsoletum</i>	2,25	2,42	2,23
<i>C. plancus</i>	2,25	2,23	2,23
<i>C. serrirostris</i>	2,25	-	2,23
<i>C. talpacoti</i>	2,25	2,42	2,23
<i>G. aequinoctialis</i>	2,25	2,42	2,23
<i>M. chimachima</i>	2,25	2,23	1,85
<i>P. cabanisi</i>	2,25	2,42	2,23
<i>P. cayana</i>	2,25	2,22	2,23
<i>P. picazuro</i>	2,25	2,42	2,23
<i>P. pitaiayumi</i>	2,25	2,42	2,23
<i>P. sulphuratus</i>	1,89	2,17	2,23
<i>P. temminckii</i>	2,25	2,42	2,23
<i>R. magnirostris</i>	2,25	2,42	2,23
<i>S. diadematus</i>	1,87	1,15	2,23
<i>S. spixi</i>	2,25	2,42	1,97
<i>T. albicollis</i>	1,68	2,42	2,23
<i>T. caeruleus</i>	2,25	2,42	2,23
<i>T. musculus</i>	2,25	2,42	2,23
<i>T. ruficapillus</i>	2,25	2,42	2,23
<i>T. sayaca</i>	1,51	2,42	1,75
<i>T. rufiventris</i>	2,25	2,42	2,23
<i>V. spilogaster</i>	2,06	2,42	2,23
<i>Z. capensis</i>	2,06	2,42	2,23

Tabela 5. Resultados da análise de SIMPER para a riqueza de aves observadas com maior contribuição percentual em relação à sazonalidade.

Espécies	Outono (77,07%)	Inverno (78,33%)	Primavera (81,65%)	Verão (80,70%)
<i>A. saracura</i>	2,57	2,57	1,92	1,99
<i>B. culicivorus</i>	2,57	2,57	1,92	1,99
<i>B. leucoblepharus</i>	2,57	2,57	1,92	1,99
<i>C. gujanensis</i>	2,57	2,57	1,92	1,99
<i>C. obsoletum</i>	2,57	2,57	1,92	1,99
<i>C. obsoletus</i>	-	-	1,92	1,11
<i>C. plancus</i>	2,57	2,57	1,92	1,80
<i>C. talpacoti</i>	2,57	2,57	1,92	1,99
<i>F. rufus</i>	2,32	2,57	1,92	1,99
<i>G. aequinoctialis</i>	2,57	2,57	1,92	1,99
<i>M. fasciatus</i>	-	-	1,73	1,99
<i>P. cabanisi</i>	2,57	2,57	1,92	1,99
<i>P. cayana</i>	2,34	2,57	1,92	1,99
<i>P. picazuro</i>	2,57	2,57	1,92	1,99
<i>P. pitaiyumi</i>	2,57	2,57	1,92	1,99
<i>P. polychopterus</i>	-	-	1,57	1,99
<i>P. sulphuratus</i>	2,06	2,57	1,92	1,80
<i>P. temminckii</i>	2,57	2,57	1,92	1,99
<i>R. magnirostris</i>	2,57	2,57	1,92	1,99
<i>S. cinerascens</i>	2,31	1,64	1,74	1,99
<i>S. spixi</i>	2,57	2,57	1,73	1,99
<i>T. albicollis</i>	1,88	2,57	1,92	1,99
<i>T. amaurochalinus</i>	-	-	1,92	1,77
<i>T. caerulescens</i>	2,57	2,57	1,92	1,99
<i>T. melancholicus</i>	-	-	1,92	1,99
<i>T. musculus</i>	2,57	2,57	1,92	1,99
<i>T. ruficapillus</i>	2,57	2,57	1,92	1,99
<i>T. rufiventris</i>	2,57	2,57	1,92	1,99
<i>T. sayaca</i>	1,65	2,08	1,58	1,99
<i>V. olivaceus</i>	-	-	1,92	1,27
<i>V. spilogaster</i>	2,57	2,57	1,92	1,99
<i>Z. capensis</i>	2,34	2,57	1,92	1,99

Considerando-se os métodos de contato visual e auditivo as espécies registradas estão distribuídas em 22 guildas sendo as mais representativas OFbi (Onívoros ou frugívoros de borda e interior) com 17 espécies, FOC (Grandes frugívoros e onívoros de copa) e Ib (Insetívoros de borda) com 11 espécies, Itg (Insetívoros de tronco e galho) com 10 espécies e Gb (Granívoros de borda) com nove espécies (Anexo 1).

A análise de ordenamento de NMDS representou as diferenças existentes quanto à riqueza de guildas registradas em relação à magnitude do distúrbio ambiental considerado (Figura 3) e também às estações do ano (Figura 4).

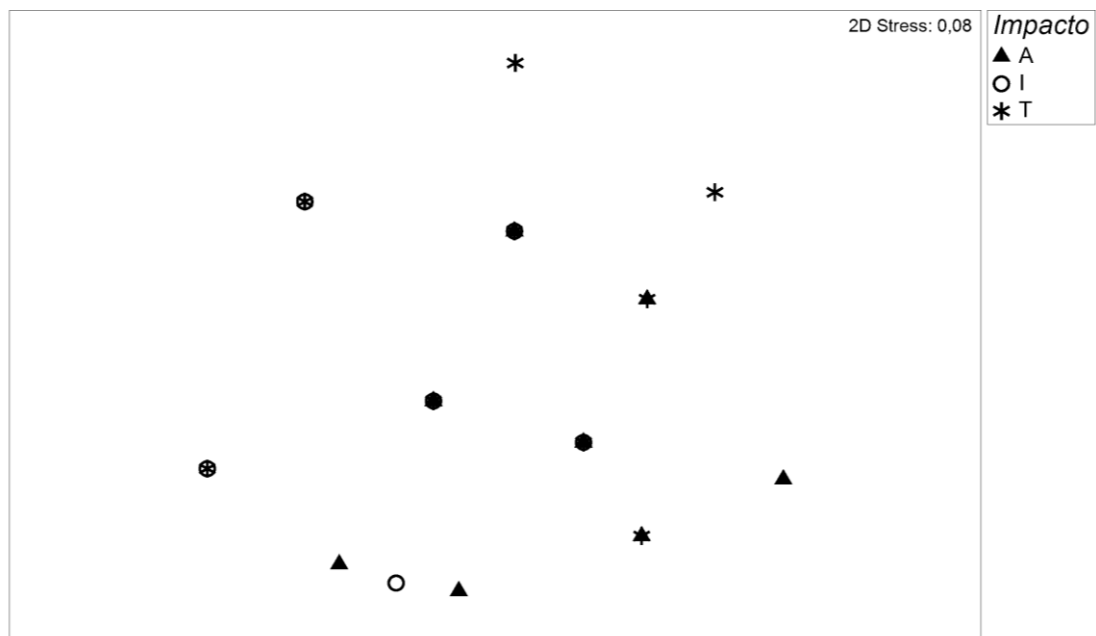


Figura 3. Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada nas guildas de aves observadas considerando as três magnitudes de distúrbio ambiental: A. Agudo, I. Intermediário, T. Tardio.

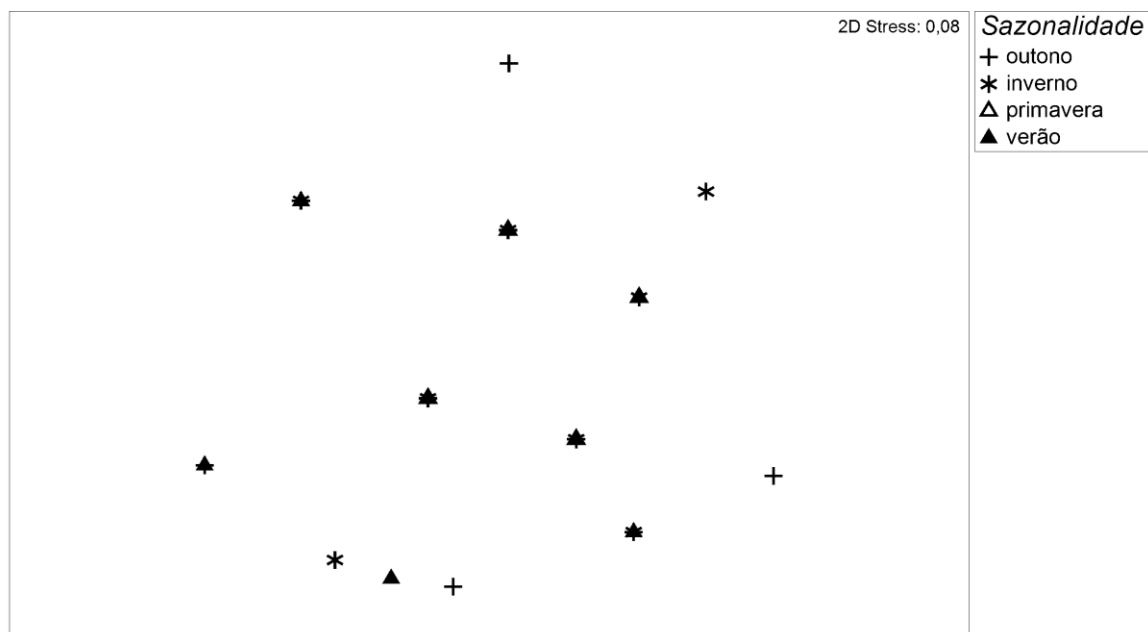


Figura 4. Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada nas guildas de aves observadas em relação à sazonalidade.

Segundo análise de PERMANOVA, houve diferença significativa somente na riqueza de guildas em relação às magnitudes de distúrbio (Tabela 6), sendo que posteriores comparações par a par demonstraram que tais diferenças estiveram relacionadas entre os distúrbios agudo e intermediário (Tabela 7).

Tabela 6. PERMANOVA calculada a partir da matriz de similaridade de *Jaccard* para riqueza de guildas observadas nas três magnitudes de distúrbio ambiental. Itens em negrito representam diferenças significativas.

	GI	SQ	QM	F	P
Impacto	2	164,42	82,21	3,0171	0,0198
Sazonalidade	3	85,536	28,512	1,0464	0,4284
Impacto X Sazonalidade	6	226,97	37,828	1,3883	0,196
Resíduo	72	1961,9	27,248		
Total	83	2460			

Tabela 7. PERMANOVA calculada a partir de comparações par a par entre as magnitudes de distúrbio ambiental em relação às guildas de aves observadas. Itens em negrito representam diferenças significativas.

	T	P	PU
Agudo X Intermediário	1,8784	0,0154	4975
Agudo X Tardio	1,3623	0,1912	4995
Intermediário X Tardio	1,7562	0,0524	4992

Quanto à análise de SIMPER as contribuições mais representativas das guildas em relação às três magnitudes de distúrbio estão descritas na Tabela 8.

Tabela 8. Resultados da análise de SIMPER para guildas (riqueza) com maior contribuição percentual em relação às três magnitudes de distúrbio ambiental. **Guildas:** **FOc** (Grandes frugívoros e onívoros de copa), **POc** (Pequenos onívoros de copa), **OFbi** (Onívoros ou frugívoros de borda e interior), **GFs** (Grandes frugívoros de solo), **Cd** (Carnívoros diurnos), **Cdaa** (Carnívoros diurnos de áreas abertas), **Itg** (Insetívoros de tronco e galho), **Aeb** (Aves de estrato baixo comedoras de grandes artrópodes), **Pls** (Pequenos insetívoros de solo), **Pleb** (Pequenos insetívoros de estrato baixo), **lem** (Insetívoros de estrato médio), **Plc** (Pequenos insetívoros de copa), **Ib** (Insetívoros de borda), **N** (Nectarívoros), **Gb** (Granívoros de borda), **Glaa** (Grandes insetívoros de áreas abertas), **Ibb** (Insetívoros de bambusais ou densas brenhas) e **POei** (Pequenos onívoros de estrato inferior).

Guildas	Agudo (96,95%)	Intermediário (97,69%)	Tardio (96,11%)
FOc	5,61	5,68	5,66
POC	5,61	5,68	5,66
OFbi	5,61	5,68	5,66
GFs	5,61	-	-
Cd	5,61	5,68	5,66
Cdaa	5,61	5,19	5,66
Itg	5,61	5,68	5,66
Aeb	5,61	5,68	5,66
Pls	5,61	5,68	5,66
Pleb	5,61	5,68	5,66
lem	5,61	5,68	5,66
Plc	5,61	5,68	5,66
Ib	5,61	5,68	5,66
N	5,61	-	-
Gb	5,61	5,68	5,66
Glaa	5,61	5,68	5,66
Ibb	5,12	5,68	5,66
POei	-	5,68	5,66

3.2. Abundância

No levantamento quantitativo, considerando-se as três magnitudes de distúrbio, foram capturadas em redes 83 espécies e 21 famílias (Anexo 2). Destas, *Florisuga fusca*, *Stephanoxis lalandi*, *Picumnus temminckii*, *Xiphorhynchus fuscus*, *Lepidocolaptes falcinellus*, *Synallaxis ruficapilla*, *Cranioleuca obsoleta*, *C. pallida*, *Clibanornis dendrocolaptoides*, *Chiroxiphia caudata*, *Saltator maxillosus*, *Tangara preciosa*, *Stephanophorus diadematus* e *Poospiza cabanisi* são endêmicas da Mata Atlântica (Anexo 2). As famílias mais representativas na ordem Passeriformes foram Tyrannidae, com 16 espécies, Furnariidae e Thraupidae (n=9) e Emberizidae com seis espécies. Dentre não passeriformes destacaram-se Trochilidae (n=6) e Picidae com cinco espécies capturadas (Anexo 2).

A riqueza obtida corresponde a 64,8% da avifauna observada para a área de estudo (n=128) considerando-se os métodos de contato direto (visual e auditivo) e somente espécies de aves com algum tipo de relação com a floresta. Ainda, *Mionectes rufiventris*, *Saltator maxillosus*, *Haplospiza unicolor* e *Tiaris fuliginosus* foram registradas exclusivamente através de captura em rede de neblina.

Somando-se os resultados obtidos durante as três magnitudes de distúrbio, foram capturados 1.319 exemplares, sendo 575 no agudo, 298 no intermediário e 446 no tardio, distribuídos respectivamente em 66 espécies e 21 famílias, 59/20 e 62 espécies e 19 famílias (Anexo 2). Ademais, 45 espécies foram capturadas nas três magnitudes de impacto, 11 espécies (*Accipiter striatus*, *Coccyzus melacoryphus*, *Tapera naevia*, *Picumnus nebulosus*, *Synallaxis spixi*, *Syndactyla rufosuperciliata*, *Myiarchus ferox*, *Saltator maxillosus*, *Lanio cucullatus* e *Tiaris fuliginosus*) foram exclusivas do distúrbio agudo, seis espécies (*Calliphlox amethystina*, *Cranioleuca pallida*, *Lochmias nematura*, *Leptopogon amaurocephalus*, *Mionectes rufiventris* e *Parula pitiayumi*) do distúrbio intermediário e cinco espécies (*Florisuga fusca*, *Colaptes campestris*, *Elaenia obscura*, *Knipolegus cyanirostris* e *Conirostrum speciosum*) capturadas apenas no distúrbio tardio (Anexo 2). As famílias mais representativas quanto ao número de exemplares capturados na ordem

passeriformes foram Emberizidae (n=271), Turdidae (n=269), Tyrannidae (n=192) e Parulidae (n=102). Já entre não passeriformes destacaram-se Columbidae (n=82) e Picidae com 54 exemplares capturados (Anexo 2).

A maior representatividade nas capturas durante o distúrbio agudo em relação os demais pode ter sido influenciada pelo maior esforço de captura, com 24 amostragens de campo realizadas, as quais totalizaram 4.560 horas/redes, enquanto no intermediário foram realizadas 19 amostragens (3.610 h/rede) e no tardio, 17 amostragens e 3.230 h/rede. Contudo, *Saltator maxillosus* e *Tiaris fuliginosus* foram capturados apenas durante o distúrbio agudo, mesmo considerando-se os demais métodos utilizados e as amostragens realizadas nos distúrbios intermediário e tardio.

A abundância relativa das espécies variou entre 0,07% com apenas um exemplar capturado (*Accipiter striatus*, *Tapera naevia*, *Florisuga fusca*, *Calliphlox amethystina*, *Colaptes campestris*, *Syndactyla rufosuperciliata*, *Lochmias nematura*, *Leptopogon amaurocephalus*, *Mionectes rufiventris*, *Elaenia obscura*, *Knipolegus cyanirostris*, *Tyrannus melancholicus*, *Saltator maxillosus*, *Conirostrum speciosum*, *Tiaris fuliginosus* e *Parula pitiayumi*) e 12,1% com 161 exemplares (*Turdus rufiventris*), sendo que as demais abundâncias variaram entre 0,15 (*Colibri serrirostris*, *Leucochloris albicollis*, *Chloroceryle americana*, *Turdus flavipes* e *Lanio cucullatus*) e 9,78 (*Poospiza cabanisi*) (Anexo 2). As espécies foram distribuídas em cinco categorias de ocorrência, com 33 espécies residentes, 17 provavelmente residentes, 16 ocasionais e 17 residentes de verão (Anexo 2).

A análise de ordenamento de NMDS representou as diferenças existentes na abundância de espécies entre as três magnitudes de distúrbio (Figura 5) e também em relação à sazonalidade (Figura 6).

Segundo a análise de PERMANOVA houve diferença significativa na abundância de aves entre as três magnitudes de distúrbio ambiental e também em relação à sazonalidade (Tabela 9), sendo que posteriores comparações par a par demonstraram que tais diferenças estiveram relacionadas entre as três magnitudes de distúrbio (Tabela 10) e também em relação às estações do ano, com exceção do período outono/ inverno e primavera/verão (Tabela 11).

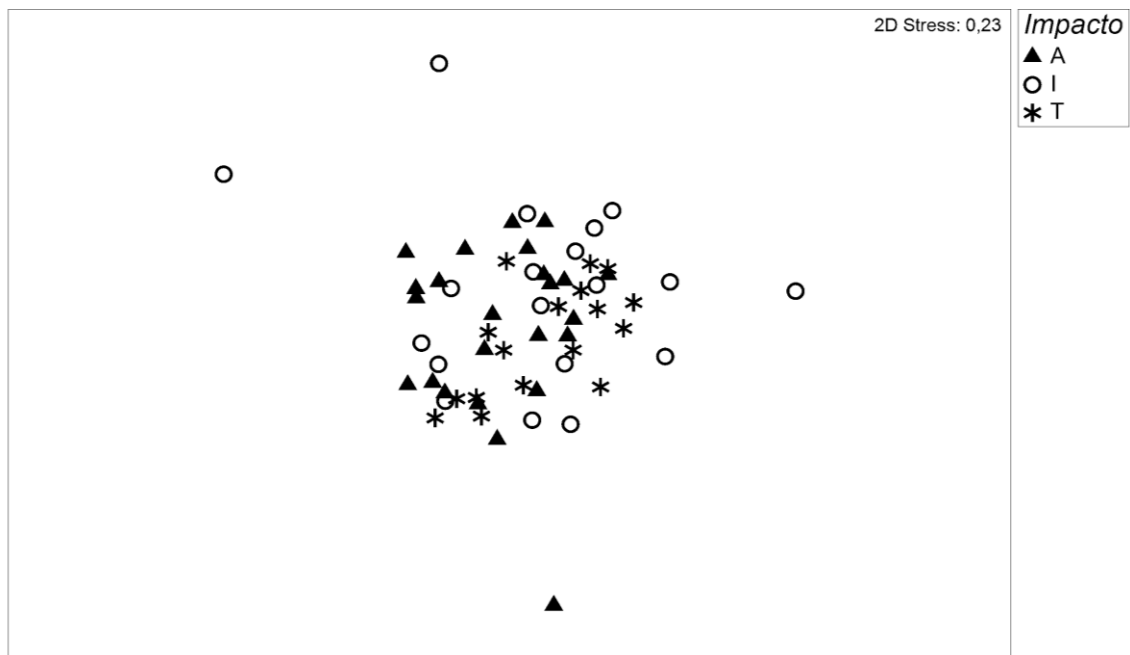


Figura 5. Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada em dados de capturas de aves considerando as três magnitudes de distúrbio ambiental: A. Agudo, I. Intermediário, T. Tardio.

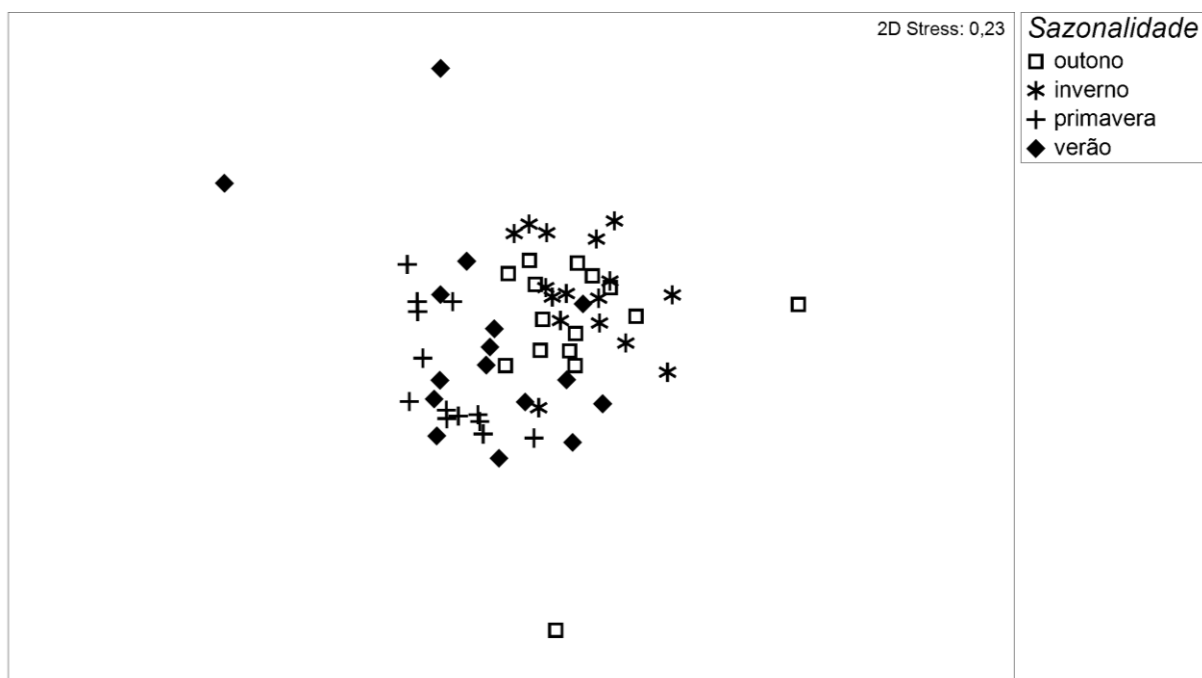


Figura 6. Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada em dados de captura de aves em relação à sazonalidade.

Tabela 9. PERMANOVA calculada a partir da matriz de similaridade de *Bray-Curtis* em relação à abundância de aves capturadas nas três magnitudes de distúrbio ambiental. Itens em negrito representam diferenças significativas.

	GI	SQ	QM	F	P
Distúrbio	2	11141	5570,7	3,0637	0,0002
Sazonalidade	3	20541	6846,9	3,7656	0,0002
Impacto X Sazonalidade	6	10645	1774,1	0,97571	0,5518
Resíduo	48	87277	1818,3		
Total	59	1,3063E ⁵			

Tabela 10. PERMANOVA calculada a partir de comparações par a par entre as três magnitudes de distúrbio em relação à abundância de aves capturadas. Itens em negrito representam diferenças significativas.

	T	P	PU
Agudo X Intermediário	1,8593	0,0002	4986
Agudo X Tardio	1,8901	0,0006	4974
Intermediário X Tardio	1,4502	0,0032	4989

Tabela 11. PERMANOVA calculada a partir de comparações em par a par entre as estações do ano em relação à abundância de aves capturadas. Itens em negrito representam diferenças significativas.

	T	P	PU
Outono X Inverno	0,8793	0,6942	4979
Outono X Primavera	2,4355	0,0002	4976
Outono X Verão	1,6414	0,0002	4979
Inverno X Primavera	2,9058	0,0002	4979
Inverno X Verão	2,1705	0,0002	4983
Primavera X Verão	1,1938	0,1266	4982

Segundo a análise de SIMPER, a espécie com maior contribuição nas três magnitudes de distúrbio foi *Turdus rufiventris*, com respectivamente 15,44, 24,36 e 18,20%, seguida no distúrbio agudo por *Zonotrichia capensis* (15,16%) e *Poospiza cabanisi* (9,87%) e no intermediário e tardio por *Basileuterus culicivorus* (12,12 e 13,64%) e *Poospiza cabanisi* com 11,11 e 12,45% (Tabela 12). Esta mesma análise em relação à sazonalidade teve como maiores contribuições *Poospiza cabanisi* (16,47%), *Turdus rufiventris* (12,70%) e *Basileuterus culicivorus* (12,58%) para o outono, *T. rufiventris* (18,73%), *P. cabanisi* (16,82%) e *B. culicivorus* (10,61%) no inverno, *T. rufiventris* (17,08%), *Turdus amaurochalinus* (14,17%) e *Columbina talpacoti* (8,28%) na primavera e *T. rufiventris* (22,14%), *Thamnophilus ruficapillus* (8,53%) e *P. cabanisi* com 8,01% no verão (Tabela 13).

Tabela 12. Resultados da análise de SIMPER para as espécies capturadas (abundância) com maior contribuição percentual em relação às três magnitudes de distúrbio.

Espécies	Agudo (38,79%)	Intermediário (30,57%)	Tardio (40,69%)
<i>B. culicivorus</i>	2,33	12,12	13,64
<i>B. leucoblepharus</i>	8,90	6,62	3,61
<i>C. caudata</i>	-	1,51	-
<i>C. gujanensis</i>	8,88	1,72	-
<i>C. lineata</i>	-	-	3,02
<i>C. pallida</i>	-	3,43	-
<i>C. talpacoti</i>	3,32	-	3,35
<i>E. parvirostris</i>	1,49	-	2,05
<i>F. rufus</i>	-	-	1,86
<i>G. aequinoctialis</i>	1,55	-	1,13
<i>L. rufaxilla</i>	-	-	1,06
<i>L. verreauxi</i>	-	-	1,74
<i>M. fasciatus</i>	2,97	-	2,75
<i>P. cabanisi</i>	9,87	11,11	12,45
<i>P. plumbeiceps</i>	-	1,37	-
<i>P. sulphuratus</i>	1,94	-	-
<i>P. temminckii</i>	5,48	3,56	5,33
<i>S. diadematus</i>	1,83	-	-
<i>S. similis</i>	-	-	2,26
<i>T. albicollis</i>	4,12	4,65	6,50
<i>T. amaurochalinus</i>	2,24	1,89	1,34
<i>T. caerulescens</i>	5,89	11,64	4,60
<i>T. coronatus</i>	-	-	1,19
<i>T. rufiventris</i>	15,44	24,36	18,20
<i>Z. capensis</i>	15,16	5,05	3,98

Tabela 13. Resultados da análise de SIMPER para as espécies capturadas (abundância) com maior contribuição percentual em relação à sazonalidade.

Espécie	Outono (38,65%)	Inverno (42,73%)	Primavera (42,21%)	Verão (32,83%)
<i>B. culicivorus</i>	12,58	10,61	1,37	4,58
<i>B. leucoblepharus</i>	10,17	10,18	1,18	4,05
<i>C. caudata</i>	-	2,03	-	-
<i>C. gujanensis</i>	3,97	2,92	4,77	2,02
<i>C. lineata</i>	3,39	-	-	-
<i>C. talpacoti</i>	-	-	8,28	3,80
<i>E. flavogaster</i>	-	-	-	1,27
<i>E. parvirostris</i>	-	-	7,30	5,45
<i>F. rufus</i>	-	-	1,35	1,27
<i>G. aequinoctialis</i>	-	-	2,46	1,52
<i>L. rufaxilla</i>	-	-	1,04	-
<i>M. fasciatus</i>	-	-	7,16	6,59
<i>P. cabanisi</i>	16,47	16,82	3,99	8,01
<i>P. sulphuratus</i>	1,97	-	-	2,73
<i>P. temminckii</i>	3,54	3,39	5,92	5,38
<i>S. caerulescens</i>	-	-	-	1,48
<i>S. diadematus</i>	-	3,51	-	-
<i>S. similis</i>	1,68	-	1,11	-
<i>T. albicollis</i>	5,33	9,08	2,47	2,64
<i>T. amaurochalinus</i>	-	-	14,17	3,76
<i>T. caerulescens</i>	11,44	9,11	1,69	4,95
<i>T. ruficapillus</i>	-	-	1,05	8,53
<i>T. rufiventris</i>	12,70	18,73	17,08	22,14
<i>Z. capensis</i>	8,37	4,83	8,12	-

Considerando-se apenas o método de redes de neblina, foram registradas 19 guildas, sendo as mais representativas OFbi (Onívoros ou frugívoros de borda e interior) com 14 espécies, Ib (Insetívoros de borda) (n=9), Gb (Granívoros de borda) (n=8) e Itg (insetívoros de tronco e galho), N (Nectarívoros) e Plc (Pequenos insetívoros de copa) com seis espécies cada (Anexo 2). Deste total, apenas as guildas Cn (Carnívoros noturnos), Cdaa (Carnívoros diurnos de áreas abertas) e In (Insetívoros noturnos) não foram representadas por espécies capturadas em redes.

A análise de ordenamento de NMDS representou as diferenças existentes na abundância de guildas entre as três magnitudes de distúrbio (Figura 7) e também em relação à sazonalidade (Figura 8).

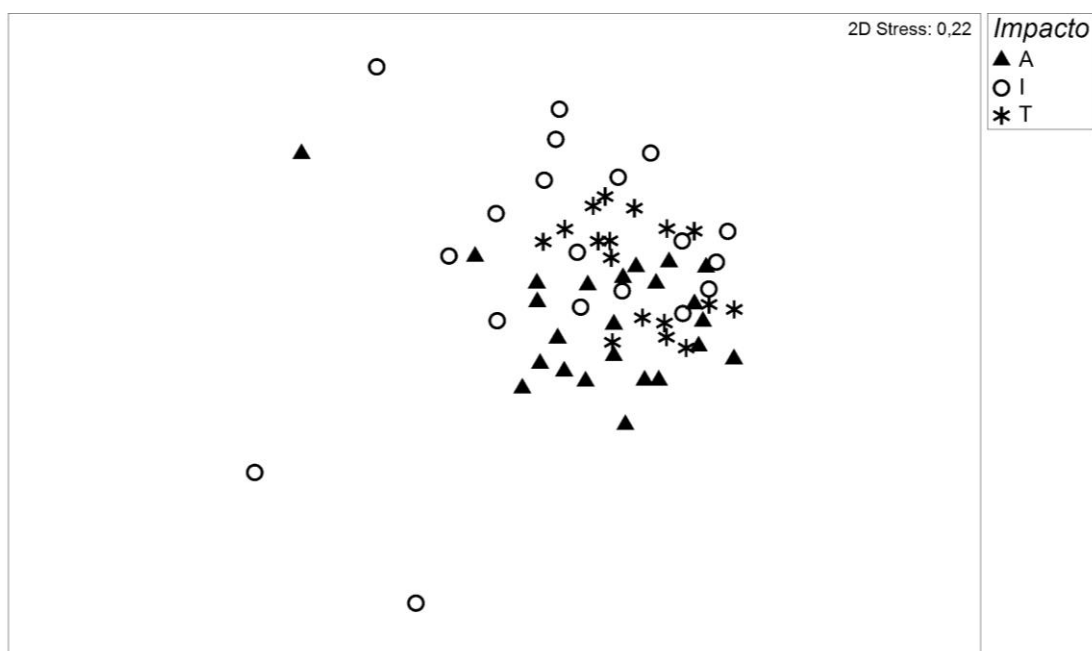


Figura 7. Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada nas guildas de aves capturadas considerando as três magnitudes de distúrbio ambiental: A. Agudo, I. Intermediário, T. Tardio.

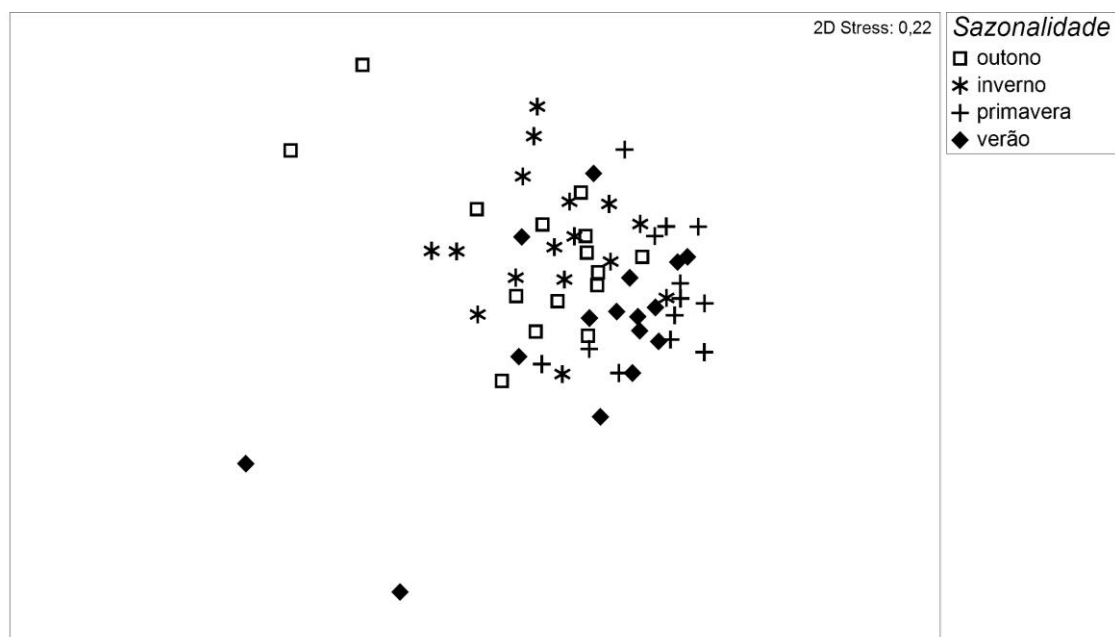


Figura 8. Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada nas guildas de aves capturadas em relação à sazonalidade.

Segundo a análise de PERMANOVA, houve diferença significativa na abundância de espécies nas guildas em relação às três magnitudes de distúrbio ambiental e também quanto à sazonalidade (Tabela 14).

Posteriores comparações par a par demonstraram que tais diferenças estiveram relacionadas entre as três magnitudes de distúrbio (Tabela 15) e também em relação às estações do ano, com exceção para as comparações outono/ inverno e primavera/verão (Tabela 16).

Tabela 14. PERMANOVA calculada a partir da matriz de similaridade de *Bray-Curtis* em relação à guildas de aves capturadas nas três magnitudes de distúrbio ambiental. Itens em **negrito** representam diferenças significativas.

	GI	SQ	QM	F	P
Impacto	2	6355,7	3177,8	3,5808	0,0002
Sazonalidade	3	9946,6	3315,5	3,7359	0,0002
Impacto X Sazonalidade	6	5481,6	913,59	1,0294	0,428
Resíduo	48	42599	887,47		
Total	59	64656			

Tabela 15. PERMANOVA calculada a partir de comparações par a par entre as três magnitudes de distúrbio em relação às guildas de aves capturadas. Itens em negrito representam diferenças significativas.

	T	P	PU
Agudo X Intermediário	1,8536	0,002	4989
Agudo X Tardio	2,1329	0,0002	4988
Intermediário X Tardio	1,7256	0,005	4985

Tabela 16. PERMANOVA calculada a partir de comparações par a par entre as estações do ano em relação às guildas de aves capturadas. Itens em negrito representam diferenças significativas.

	T	P	PU
Outono X Inverno	0,99792	0,4478	4987
Outono X Primavera	2,3455	0,0002	4984
Outono X Verão	1,8309	0,001	4989
Inverno X Primavera	2,6053	0,0002	4981
Inverno X Verão	2,2263	0,0002	4985
Primavera X Verão	1,3586	0,0866	4989

A análise de SIMPER em relação às guildas apresentou as maiores contribuições de Gb (29,28%) e OFbi (21,61%) para o distúrbio agudo, OFbi (30,03%) e Gb (22,91%) no intermediário e OFbi (22,46%) e Gb (22,24%) para o tardio (Tabela 17).

Quanto à sazonalidade, as maiores contribuições foram de Gb (29,86%) e OFbi (19,41%) para o outono, Gb (23,15%) e OFbi (19,91%) no inverno, OFbi (27,78%) e Gb (23,16%) para a primavera e OFbi (33,25%) e Gb (23,18%) para o verão (Tabela 18). Esta alteração sazonal na contribuição das guildas é determinada pelos meses mais quentes (primavera e verão) e também pelo aporte de espécies residentes de verão pertencentes às guildas OFbi, Ib e laa (Insetívoros de áreas abertas) (Tabela 18).

As guildas que apresentaram as maiores contribuições em relação a todas as magnitudes de distúrbio foram Ofbi e Gb. Contudo, houve um aumento na contribuição das guildas Pleb (Pequenos insetívoros de estrato baixo) e GFs (Grandes frugívoros de solo) nos distúrbios intermediário e tardio, as quais não estiveram representadas no distúrbio agudo (Tabela 17).

Por sua vez, as guildas que mais contribuíram em todas as estações foram OFbi e Gb. No período de outono/inverno Pls (Pequenos insetívoros de solo) e Pleb tiveram importante contribuição, bem como POC (Pequenos onívoros de copa) e lem (Insetivos de estrato médio) foram exclusivas. Já na

primavera/verão houve uma maior participação das guildas Ib (Insetívoros de borda) e laa (Tabela 18).

Tabela 17. Resultados da análise de SIMPER para as guildas (abundância) com maior contribuição percentual em relação às três magnitudes de distúrbio. **Guildas:** **POc** (Pequenos onívoros de copa), **OFbi** (Onívoros ou frugívoros de borda e interior), **GFs** (Grandes frugívoros de solo), **Itg** (Insetívoros de tronco e galho), **Pls** (Pequenos insetívoros de solo), **Pleb** (Pequenos insetívoros de estrato baixo), **lem** (Insetívoros de estrato médio), **Plc** (Pequenos insetívoros de copa), **Ib** (Insetívoros de borda), **Gb** (Granívoros de borda), **POei** (Pequenos onívoros de estrato inferior), **laa** (Insetívoros de áreas abertas).

Guildas	Agudo (58,99%)	Intermediário (48,34%)	Tardio (64,80%)
POc	3,73	2,46	-
OFbi	21,61	30,03	22,46
GFs	-	-	3,78
Itg	8,23	4,35	9,16
Pls	9,22	5,21	6,51
Pleb	-	11,60	13,44
lem	-	4,14	-
Plc	9,59	3,03	-
Ib	5,41	-	4,14
Gb	29,28	22,91	22,24
POei	3,72	7,06	5,65
laa	-	-	5,40

Tabela 18. Resultados da análise de SIMPER para as guildas (abundância) com maior contribuição percentual em relação à sazonalidade. **Guildas:** **POc** (Pequenos onívoros de copa), **OFbi** (Onívoros ou frugívoros de borda e interior), **GFs** (Grandes frugívoros de solo), **Itg** (Insetívoros de tronco e galho), **Pls** (Pequenos insetívoros de solo), **Pleb** (Pequenos insetívoros de estrato baixo), **lem** (Insetívoros de estrato médio), **Plc** (Pequenos insetívoros de copa), **Ib** (Insetívoros de borda), **Gb** (Granívoros de borda), **POei** (Pequenos onívoros de estrato inferior), **laa** (Insetívoros de áreas abertas).

Guildas	Outono (57,05%)	Inverno (58,58%)	Primavera (63,01%)	Verão (54,48%)
POc	3,20	5,85	-	-
OFbi	19,41	19,91	27,78	33,25
Itg	7,24	6,85	8,13	6,10
Pls	11,67	9,77	-	7,68
Pleb	11,13	9,43	5,72	4,35
lem	-	3,92	-	-
Plc	3,68	-	7,31	3,78
Ib	-	-	9,17	8,59
Gb	29,86	23,15	23,16	23,18
POei	5,86	11,79	2,52	-
laa	-	-	7,75	6,37

4. DISCUSSÃO

O valor obtido na REPAR quanto ao número de espécies e exemplares capturados foi superior quando comparado a outros estudos realizados na Mata Atlântica dos estados do Paraná (Abe, 1997; Carrano, 2006; Bispo & Scherer-Neto, 2010), Santa Catarina (Marterer, 1996; Roos, 2002), São Paulo (Develey & Martensen, 2006) e Minas Gerais (Loures-Ribeiro *et al.* 2011). Tais diferenças podem ter sido determinadas pelas características ambientais e metodológicas de cada localidade estudada (Ver mais detalhes no Capítulo 1).

A espécie que apresentou a maior abundância (12,2%) durante o estudo foi *Turdus rufiventris*, caracterizada por alta plasticidade ecológica, ocupando diferentes fisionomias vegetacionais, áreas antropizadas e urbanizadas, sendo considerada sinantrópica (Sick, 1997). Por sua vez, outras 69 espécies apresentaram abundância inferior a 2% sendo consideradas raras (Karr, 1971). A ocorrência de espécies com valores inferiores a 2% nas capturas reflete uma tendência em estudos realizados na região neotropical, onde normalmente, estes ambientes florestais demonstram que 50% do total das espécies capturadas possui baixa representatividade nas amostras (Karr, 1977; Karr *et al.* 1990; Blake *et al.* 1990), no caso da REPAR estas espécies corresponderam a 83,1%.

As espécies *Mionectes rufiventris*, *Saltator maxillosus*, *Haplospiza unicolor* e *Tiaris fuliginosus*, foram registradas exclusivamente através de capturas em redes, demonstrando a importância na diversificação dos métodos de pesquisa. Resultados similares foram encontrados em outros estudos na Mata Atlântica do sul e sudeste do Brasil (Marterer, 1996; Carrano, 2006; Simon *et al.* 2007). Destas, *T. fuliginosus* representa um registro raro e importante para a região, não estando listada na coletânea de aves de Curitiba (Straube *et al.* 2009).

Quando considerada apenas observação direta, às diferenças na riqueza e composição da avifauna quando comparadas as três magnitudes de distúrbio na REPAR, obteve-se os maiores valores com 117 espécies e 33 famílias durante o distúrbio agudo. Portanto, este resultado pode estar

associado ao maior esforço amostral empregado. A previsão inicial era justamente contrária, esperando-se um aumento na riqueza de aves influenciada pela questão temporal, diminuição da presença humana na área e principalmente pela regeneração natural do sub-bosque da floresta, uma vez que os ecossistemas reagem e ajustam sua dinâmica a um regime de distúrbios característico descrito pela escala (tamanho da área afetada), duração (tempo de permanência do distúrbio) e dos parâmetros intensidade ou magnitude (White & Pickett, 1985; Uhl *et al.* 1990; Tivy, 1993).

Justamente durante o distúrbio agudo a REPAR apresentava as intervenções antrópicas mais significativas, com o maior contingente de trabalhadores e maquinário (quando comparado aos distúrbios subsequentes) atuando em sua maior parte, ao longo do Arroio Saldanha e ambientes marginais (floresta ripária e várzeas) com o intuito de reduzir a quantidade de petróleo, presente na água, solo e vegetação. Estas ações causaram os maiores impactos nestes ambientes, principalmente sobre a vegetação, sendo que as mais significativas incidiram no sub-bosque da floresta ao longo deste curso d'água e principalmente nas várzeas, que foram completamente suprimidas. Contudo a perda de área de floresta foi pequena e pontual, sendo este aspecto discutido mais detalhadamente no Capítulo 3.

Ressalta-se ainda que, anteriormente ao acidente, o remanescente da REPAR e fragmentos adjacentes, já haviam sido alterados por diferentes atividades antrópicas como supressão e/ou fragmentação, representados por florestas secundárias cercadas por capoeiras em diferentes estágios sucessionais. Estas alterações, somadas a extensão e estado de conservação dos ambientes florestados, podem ter influenciado de forma direta a composição de espécies locais, beneficiando as generalistas e com maior plasticidade ecológica, principalmente aquelas que ocupam bordas e clareiras, em muitos casos, resultando em um aumento na densidade e riqueza destas espécies (Aleixo, 1999; Cândido Jr, 2000).

A heterogeneidade de ambientes resultante dos processos de reestruturação vegetacional é apontada como um dos fatores que atuam na composição e riqueza das aves em estágios sucessionais secundários de recuperação florestal (Brokaw, 1985; Wiens, 1986; Thiollay, 1992; Aleixo, 1999,

Lehman & Tilman, 2000). Dois estudos realizados na Mata Atlântica de São Paulo, Aleixo (1999) e Protomastro (2001), demonstraram que florestas secundárias podem abrigar comunidades de aves ricas, diversificadas e bastante similares às encontradas nos estágios primários. No entanto, esse padrão não indica que somente a preservação de florestas secundárias garantiria a conservação de aves da Mata Atlântica (Aleixo, 2001).

Contudo, há divergências sobre estas questões. Brook *et al.* (2006) acreditam que as florestas secundárias são depauperadas e dominadas por espécies generalistas. Stouffer *et al.* (2006), por sua vez, verificaram que a idade e o histórico das capoeiras circundantes dos fragmentos florestais foram variáveis importantes para a abundância e riqueza de espécies capturadas nos fragmentos e Wright e Muller-Landau (2006 a, b) argumentaram que as florestas primárias e secundárias podem possuir qualidades semelhantes, uma vez que capoeiras, dependendo de sua idade, podem apresentar riqueza e composição de espécies equivalentes às florestas primárias.

Como observado na REPAR, a existência de diferentes estágios sucessionais na borda da floresta e em capoeiras adjacentes originando uma complexa mistura vegetacional podem beneficiar espécies e aumentar a riqueza local, como observado por Anjos & Graf (1993) em um fragmento de floresta com araucária no Paraná. Justamente estes habitats complexos oferecem mais nichos ecológicos (Oniki & Willis, 1986) e maior diversificação de recursos espaciais e alimentares (Roth, 1976; Paglia *et al.* 1995), podendo desta forma ser utilizados por diferentes espécies, ainda que sazonalmente.

Estas características da vegetação podem favorecer a presença de diversas espécies generalistas e colonizadoras de ambientes perturbados, aumentando assim a diversidade local (Rappole & Morton, 1985; Aleixo, 1999; Cândido Jr, 2000). Esse é o caso da REPAR, de espécies como *Columbina talpacoti*, *Thamnophilus caerulescens*, *Myiophobus fasciatus*, *Turdus rufiventris*, *T. amaurochalinus*, *Zonotrichia capensis* entre outras, que apresentam baixa restrição ambiental e são favorecidas pela presença da borda florestal (Anjos, 1990).

Possivelmente a riqueza de espécies, embora tenha apresentado diferenças significativas entre as três magnitudes de distúrbio, não seja a

melhor forma de avaliar as mudanças na comunidade de aves na REPAR, pelo fato da grande maioria ser composta por espécies comuns, de alta plasticidade ecológica, maior habilidade em ocupar ambientes antropizados e com ampla distribuição geográfica, diferentes tipos de habitats, podendo incluir o próprio ambiente circundante (Gascon *et al.* 1999; Lens *et al.* 2002) no caso da REPAR as áreas recobertas por capoeiras.

Aleixo (2001) sugere que a maioria das espécies sobreviventes em fragmentos de floresta secundária é associada a ambientes relativamente alterados e Stotz *et al.* (1996) argumentaram que a maior parte das espécies beneficiadas pela estrutura secundária da vegetação é associada a ambientes perturbados e, de um modo geral, têm ampla distribuição na região Neotropical, sendo que ambas as situações podem ser aplicadas nos resultados obtidos na REPAR.

Quanto à influência da sazonalidade na riqueza e abundância das espécies, os meses mais quentes de primavera/verão tiveram a maior representatividade, corroborando com diversos estudos efetuados na Mata Atlântica do sul do Brasil (Anjos & Graf, 1993; Marterer, 1996; Gimenes & Anjos, 2000; Carrano, 2006; Bispo & Scherer-Neto, 2010). Segundo Sick (1997) neste período a maior parte das espécies de aves brasileiras estabelece seu período reprodutivo, adaptado ao regime de chuvas e à oferta de alimentos.

Esse mesmo padrão também foi observado para a frequência de ocorrência, onde 14% das espécies foram consideradas residentes de verão, ocorrendo na região de estudo somente no período primavera/verão, seguindo um padrão sazonal semelhante a outros estudos realizados no Paraná (Carrano, 2006) e Santa Catarina (Marterer, 1996; Roos, 2002).

As guildas que apresentaram as maiores contribuições em relação às magnitudes de distúrbio e sazonalidade foram OFbi (Onívoros ou frugívoros de borda e interior) e Gb (Granívoros de borda), representadas justamente por espécies com alta plasticidade ecológica em relação à flexibilidade no uso de habitat, sendo este um fator de influência na sensibilidade de aves (Newmark, 1991; Stouffer & Bierregaard Jr 1995; Laurance *et al.* 1997; McKinney, 1997; Sekercioglu *et al.* 2002; Anjos 2006; Uezu 2006). Além desses grupos, houve

um aumento nas guildas Pleb (Pequenos insetívoros de estrato baixo) e GFs (Grandes frugívoros de solo) nas amostras realizadas durante os distúrbios intermediário e tardio, o que pode indicar uma recuperação gradativa do sub-bosque, permitindo a ocorrência de tais guildas funcionais.

Em relação à sazonalidade, destacou-se também a contribuição das guildas Pls (Pequenos insetívoros de solo), Pleb, POc (Pequenos onívoros de copa) e Iem (Insetívoros de estrato médio) no período outono/inverno e Ib (Insetívoros de borda) e Iaa (Insetívoros de áreas abertas) na primavera/verão. Essas diferenças estão associadas provavelmente a variação sazonal na disponibilidade de invertebrados, cuja maior abundância está associada aos períodos chuvosos (Develey & Peres, 2000). Willis (1979) considera que as alterações ambientais podem levar a uma tendência no aumento de aves onívoras e possivelmente insetívoras menos especializadas.

Ademais, Willis (1974) cita justamente que insetívoros de sub-bosque apresentam a maior dificuldade em dispersar e recolonizar novas áreas. Essas características, associadas à qualidade do habitat e exigências ecológicas de algumas espécies (*Sittasomus griseicapillus*, *Attila phoenicurus*, *Schiffornis virescens* e *Pachyramphus castaneus*) podem ter ocasionado uma possível extinção local na REPAR, sendo que os registros destas foram obtidos apenas durante o distúrbio agudo. Outra explicação plausível refere-se ao uso eventual da área por estas espécies, principalmente durante o deslocamento de exemplares entre fragmentos florestais adjacentes.

Outro possível impacto para extinção local de espécies (ou ainda decréscimo populacional) refere-se à ocorrência de animais domésticos na REPAR, como cães e porcos, oriundos de urbanizações próximas, oferecendo sérios riscos a algumas aves e outros grupos faunísticos.

Na área de estudo, cães perseguem e predam aves (filhotes e adultos), como observado em relação à *Crypturellus obsoletus* e *Penelope obscura*. Já os suínos, descaracterizam o ambiente através do revolvimento e compactação do solo e serapilheira, pisoteamento e consumo de plântulas do sub-bosque, bem como pela predação de ovos e filhotes próximos ao solo.

Alguns estudos realizados no Brasil (Cavalcanti, 2003; Campos, 2004; Carrano, 2006; Galetti e Sazima, 2006; Oliveira *et al.* 2008) apontam cães

ferais como predadores de espécies silvestres. Destes, Galetti & Sazima (2006) relatam que cães ferais têm um impacto significativo nos vertebrados de fragmentos florestais e podem provocar a extinção local de algumas espécies. Este aspecto será descrito mais detalhadamente no Capítulo 3.

5. CONCLUSÃO

As diferenças encontradas na composição e estrutura da avifauna florestal, durante as três magnitudes de distúrbio ambiental, ocorridas após o acidente na REPAR, foram determinadas pelo aumento da presença humana e consequentes alterações na vegetação.

Estes fatores somaram-se a um extenso histórico de alterações antrópicas na área, principalmente através da supressão e fragmentação da floresta, resultando em uma estrutura vegetacional constituída, em sua maioria, de estágios médios de sucessão. Tais modificações, somadas à presença de capoeiras adjacentes, propiciam a ocorrência de diversas espécies, principalmente daquelas com maior plasticidade ecológica e ocupação e uso do habitat. Por sua vez, espécies características de estágios avançados de sucessão e com maiores exigências ambientais estão ausentes na REPAR ou ocorrem apenas ocasionalmente, ou seja, apenas durante deslocamento, forrageio ou eventos como a alta disponibilidade de um determinado recurso alimentar, principalmente em períodos de escassez de alimento (e.g frugívoros).

As guildas mais representativas, em relação à riqueza e abundância, referem-se a espécies com alta plasticidade ecológica, principalmente quanto ao uso do habitat e tolerância às perturbações antrópicas, atenuando assim sua sensibilidade aos efeitos negativos provocados pela fragmentação. No entanto, algumas guildas apontadas na literatura como mais suscetíveis a estes efeitos (frugívoros de dossel e de sub-bosque e insetívoros terrestres) estão pouco representadas ou localmente extintas.

A composição de aves observada se revelou dentro do esperado para um fragmento florestal de pequeno porte e estrutura vegetacional secundária, apresentando maior riqueza e abundância de generalistas, além de grande

contribuição de espécies com baixa frequência de ocorrência. Contudo, a presença de espécies florestais demonstra a relevância da REPAR para a manutenção das espécies com maior dependência de ambientes florestados, principalmente quando consideradas a extensão e estado de conservação dos fragmentos florestais adjacentes.

REFERÊNCIAS

- Abe, L.M. 1997. Estudo da avifauna e remanescentes contíguos a reflorestamentos com *Pinus elliottii* Engelm, 1880. **Estudos de Biologia** 41:37-60.
- Aleixo, A. 2001. Conservação da avifauna da Mata Atlântica: Efeito da fragmentação florestal e a importância de florestas secundárias. In **Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias**. J.L.B. Albuquerque, J.F. Cândido Junior, F.C. Straube & A.L. Roos (eds) Sociedade Brasileira de Ornitologia, Curitiba. p. 199-206.
- Aleixo, A. 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. **Condor** 101(3):537-548.
- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology** 26:32-46.
- Anjos, L. 1990. Distribuição de aves em uma floresta de araucária da cidade de Curitiba (sul do Brasil). **Acta Biologica Paranaense** 19(1-4):51-63.
- Anjos L. 2004 Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic Forest. **Annals of Brazilian Academy of Sciences** 76:429-434.
- Anjos L. 2006. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. **Biotropica** 38:229-234.
- Anjos, L.; Bôçon, R. 1999. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. **Wilson Bulletin** 111(3):397-414.
- Anjos, L.; Graf, V. 1993. Riqueza de aves da Fazenda Santa Rita, região dos campos gerais, Palmeira, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 10(4):673-693.
- Antunes, A.Z. 2005. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Ararajuba** 13(1):47-61.
- Assis, C.P. de.; Raposo, M.A.; Parrini, R. 2007. Validação de *Poospiza cabanisi* Bonaparte, 1850 (Passeriformes: Emberizidae). **Revista Brasileira de Ornitologia** 15(1):103-112.
- Barlow, J.; Mestre, L.A.M.; Gardner, T.A.; Peres, C.A. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. **Biological Conservation** 136:212-231.
- Bibby, C.J.; Burgess, N.D.; Hill, D.A. 1992. **Birds Census Techniques**. Academy Press, 257 p.
- Bierregaard Jr, R.O.; Lovejoy, T. E. 1988. **Birds in Amazonian forest fragments: Effects of insularization**. In: Acta XIX Congress International Ornithology, vol. 2 (ed. H. Ouellet), pp. 1564-1579. Univ. of Ottawa Press, Ottawa.

- Bierregaard Jr, R.O.; Stouffer, P.C. 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian Rainforests. In: Laurance, W.F., Bierregaard Jr, R.O. (eds): **Tropical Forest Remnants**. University of Chicago Press, Chicago. p. 138-155.
- Bispo, A.A.; Scherer-Neto, P. 2010. Taxocenose de aves em um remanescente da Floresta com Araucária no Sudeste do Paraná, Brasil. **Biota Neotropical** 10(1):121-130.
- Blake, J.G.; Karr, J.R. 1987. Breeding birds of isolated woodlots: Area and habitat relationships. **Ecology** 86: 1724-1734.
- Blake, J.G.; Loiselle, B.A.; Moermond, T.C.; Leveley, D.J.; Denslow, J.S. 1990. Quantifying abundance of fruits for birds in tropical habitats. **Studies of Avian Biology** 13:73-79.
- Blake, J.G.; Loiselle, B.A. 1991. Variation in resource abundance affects capture rates of birds in three lowland habitats in Costa Rica. **Auk** 108(1):114-130.
- Borges, S.H. 2007. Bird assemblages in secondary forests developing after slash-and-burn agriculture in the brazilian amazon. **Journal of Tropical Ecology** 23:469-477.
- Bornschein, M.R.; Reinert, B.L. 2000. Aves de três remanescentes florestais do norte do Estado do Paraná, sul do Brasil, com sugestões para a conservação e manejo. **Revista Brasileira de Zoologia** 17:615-636.
- Bornschein, M.R. 2001. **Formações pioneiras do litoral centro-sul do Paraná: Identificação, quantificação de áreas e caracterização ornitofaunística**. Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais. Curitiba: UFPR. 144 p.
- Brokaw, N.V.L. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. **Ecology** 66:682-687.
- Brooks, T.M.; Mittermeier, R.A.; Fonseca, G.A.B da.; Gerlach, Jand.; Hoffmann, M.; Lamoreux, J.F.; Mittermeier, C.G.; Pilgrim, J.D.; Rodrigues, A.S.L. 2006. Global biodiversity conservation priorities. **Science** 313: 58-61.
- Brown, J.H.; Morgan Ernest.; J. K.; Parody J. M.; Haskell, J.P. 2001. Regulation of diversity maintenance of species richness in changing environments. **Oecologia** 126(3):321-332.
- Campos, C.B de. 2004. **Impacto de cães (*Canis familiaris*) e gatos (*Felis catus*) sobre a fauna silvestre em ambiente periurbano**. Dissertação de Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas. ESALQ, Piracicaba, São Paulo. 55 p.
- Cândido Jr, J.F. 2000. The edge effect in a Forest bird community in Rio Claro, São Paulo State, Brazil. **Ararajuba** 8(1):9-16.
- Carrano, E. 2006. **Composição e Conservação da Avifauna na Floresta Estadual do Palmito, município de Paranaguá, Paraná**. Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais. Curitiba: UFPR. 125 p.
- Cavalcanti, S.M.C. 2003. Manejo e controle de danos causados por espécies da fauna. In: Cullen, Jr, L, Rudran, R & Valadares-Padua, C (eds). **Métodos de Estudos em Biologia da**

- Conservação e Manejo da Vida Silvestre.** Curitiba, Ed. UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à natureza. p. 203-242.
- CBRO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos). 2011. **Lista de Aves do Brasil.** Disponível em www.cbro.org.br. Acesso em 25/01/2011.
- Christiansen, M.B.; Pitter, E. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. **Biology Conservation** 80:23-32.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology** 18:117-143.
- Clarke, K.R.; Gorley, R.N. 2006. **PRIMER v6: User Manual/Tutorial** p. 190. Plymouth (USA): PRIMER-E.
- Croonquist, M.J.; Brooks, R.P. 1991. Use of avian and mammalian guilds as indicators of cumulative impacts in riparian-wetland areas. **Environmental Management** 15:701-714.
- Develey, P. F.; Peres, C. A. 2000. Resource seasonality and the structure of mixed species bird flocks in a coastal Atlantic forest of southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology** 16:33-53.
- Develey, P.F.; Martensen, A.C. 2006. As aves da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia (SP). **Biota Neotropical** 6(2). Disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00906022006>
- Dunn, R.R. 2004. Recovery of fauna communities during tropical forest regeneration. **Conservation Biology** 18:302-309.
- Fischer, R.A.; Williams, M.; Costa, A.L. da; Malhi, Y.; Costa, R F. da; Almeida, S.; Meir P. 2007. The response of an Eastern Amazonian rain forest to drought stress: results and modelling analyses from a throughfall exclusion experiment. **Global Change Biology** 13:1-18.
- Galetti, M.; Sazima, I. 2006. Impact of feral dogs in an urban Atlantic forest fragment in southeastern Brazil. **Natureza e Conservação** 4:146-151.
- Gascon, C.; Lovejoy, T.E.; Bierregaard Jr, R.O.; Malcolm, J.R.; Stouffer, P.C.; Vasconcelos, H.; Laurance, W.F.; Zimmerman, B.; Tocher, M.; Borges, S. 1999. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. **Biological Conservation** 91: 223-230.
- Gimenes, M.R.; Anjos, L. dos. 2000. Distribuição espacial de aves em um fragmento florestal do campus da Universidade Estadual de Londrina, norte do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 17(1):263-271.
- Johns, A.D. 1988 Effects of "selective" timber extraction on rain forest structure and composition and some consequences for frugivores and folivores. **Biotropica** 20:31-37.
- Johns, A.D. 1991 Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. **Journal of Tropical Ecology** 7:417-437.

- Kaar, J.R. 1971. Structure of avian communities in selected Panamá and Illinois habitats. **Ecological Monographs** 41(3):207-233.
- Karr, J.R. 1977. **The impact of near stream vegetation and stream morphology on water quality and stream biota**. Springfield, U.S. Office of Research and Development. 83 p.
- Karr, J.R. 1981 Surveying birds with mist nets. **Studies in Avian Biology** 6:62-67.
- Karr, J.R. 1990. The avifauna of Barro Colorado island and Pipeline road, Panama In: Gentry, A.H. (ed.) **Four Neotropical Rainforest**, New Haven, Yale University Press.
- Karr, J.R.; Freemark, K.E. 1983. Habitat selection and environmental gradient dynamics in the "stable" tropics. **Ecology** 64:1481-1494.
- Laurance, W.F.; Bierregaard, R.O. (eds) 1997. **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press. p. 366-385.
- Leck, C.L. 1979. Avian extinctions in an isolated Tropical Wet-Forest preserve, Ecuador. **Auk** 96:343-352.
- Lehman, C.L.; Tilman, D. 2000. Biodiversity, stability and productivity in competitive communities. **The American Naturalist** 156:534-552.
- Lens, L.; Dogen S.V.; Norris, K.; Githiru, M.; Matthysen E. 2002; Avian Persistence in Fragmented Rainforest. **Science** 298:1236-1238.
- Lindell, C.A.; Riffel, S.K.; Kaiser, S.A.; Battin, A.L.; Smith, M.L.; Sisk, T.D. 2007. Edge responses of tropical and temperate birds. **Wilson Journal of Ornithology**, 119, 205-220.
- Loiselle, B.A.; Blake, J.G. 1991. Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. **Ecology** 72: 180-193.
- Loiselle, B.A.; Blake, J.G. 1992. Population variation in a tropical bird community. Implications for conservation. **BioScience** 42(11):838-845.
- Loiselle, B.A.; Blake, J.G. 1994. Annual variation in birds and plants of a thropical second-growth woodland. **Condor** 96(2):368-380.
- Loures-Ribeiro, A.; Manhães, M.A.; Dia, M.M.; Neto, S.J.C.; Silva, M.A. de A.; Ribeiro, H.M.; Lima, N.F. 2011 Aves de sub-bosque de uma área de Mata Atlântica de baixada do sudeste do Brasil. **Ornithologia** 4(2):76-85
- Lovejoy, T.E.; Bierregard JR, R.O.; Rylands, A.B.; Malcom, J. R.; Quintela, C.E.; Harper, L.H.; Brown, K.S., JR.; Powell, A.H.; Powell, G.N.V.; Schubart, H.O.R.; Hays, M. 1986. Edge and other effects of isolation of Amazon forests fragmentations. In: Soulé, M. E (ed). **Conservation Biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland, Sinauer. p. 257-285.

- Lynch, J. F.; Whigham, D. F. 1984. Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. **Biological Conservation** 28(2):287-324.
- Marsden, S.J.; Whiffin, M.; Galetti, M. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around Atlantic Forest reserve, Brazil. **Biodiversity and Conservation** 10:737-751.
- Marterer, B.T.P. 1996. **Avifauna do Parque Botânico Morro do Baú. Riqueza, aspectos de frequência e abundância.** FATMA, Santa Catarina, 74 p.
- Mason, D. 1996. Responses of Venezuelan understory birds to selective logging, enrichment strips, and vine cutting. **Biotropica** 28:296-309.
- McKinney M.L. 1997 Extinction vulnerablity and selectivity: Combining Ecological and Paleontological Views. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics** 28:495-516.
- Melo, C.L.; Neto, A.C.B.; Caicedo, N.O.L.; Schawrz, M.R. 2003. Contaminação do lençol freático pelo vazamento de óleo da Refinaria Presidente Getúlio Vargas - REPAR, município de Araucária, Paraná. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** 8(1):13-19.
- Mendonça-Lima, A.; Fontana, C.S. 2000. Composição, frequência e aspectos biológicos da Avifauna de Porto Alegre Country Clube, Rio Grande do Sul. **Ararajuba** 8(1):1-8.
- Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Dixo, M.; Bernacci, L.C.; Ribeiro, M.C.; Teixeira, A.M.G.; Pardini, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation** 142:1166-1177.
- Newmark, W.D. 1991. Tropical Forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the Eastern Usambara mountains, Tanzania. **Conservation Biology** 5:67-78.
- Oliveira, V.B. de.; Linares, A.M.; Correa, G.L.C.; Chiarello, A.G. 2008. Predation on the black capuchin monkey *Cebus nigritus* (Primates: Cebidae) by domestic dogs *Canis lupus familiaris* (Carnivora: Canidae), in the Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** 25(2):376-378.
- Oniki, Y.; Willis, E.O. 1986. Diversidade de aves de verão nos habitats do estado de São Paulo. In: **Anais do Simpósio Anual da Aciesp: perspectivas da ecologia aplicada.** USP, Brasília, p. 101-117.
- Paglia, A.P.; Marco Júnior, P.; Costa, F.M.; Pereira, R.F.; Lessa, G. 1995. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 12(1):67-79.
- Pilchowski, R.W. 2003. **Avaliação dos impactos de derramamento de óleo sobre a ictiofauna do altíssimo, alto e médio rio Iguaçu, Paraná, Brasil.** Dissertação de Mestrado em Ciência Veterinária. Curitiba, UFPR. 60 p.

- Piratelli, A.; Sousa, S.D.; Corrêa, J.S.; Andrade, V.A.; Ribeiro, R.Y.; Avelar, L.H.; Oliveira, E.F. 2008. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 68(2):259-268.
- Protomastro, J.J. 2001. A test for preadaptation to human disturbances in the bird community of the Atlantic Forest. In: Albuquerque, J. L. B., F. Candido, F. C. Straube & A. L. Roos (eds). **Ornitologia e Conservação: da ciência às estratégias**, Sociedade Brasileira de Ornitologia, Curitiba, Paraná. p. 179-198.
- Rappole, J.H.; Morton, E.S. Effects of habitat alteration on a tropical avian forest community. In: Buckley, P.A. *et al.* (ed) **Neotropical ornithology**. Washington, D.C.: The American Ornithologists Union, 1985. p. 1013-1021.
- Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Ponzoni, F.J.; Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Conservation Biology** 142:1141-1153.
- Ribon, R.; Simon, J. E.; Mattos, G.T. de. 2003. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. **Conservation Biology** 17:1827-1839.
- Roos A.L. 2002. **Aves de sub-bosque da Mata Atlântica litorânea de Santa Catarina**. Dissertação de mestrado Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, UFMG, Belo Horizonte. 107 p.
- Roth, R.R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. **Ecology** (57):773-782.
- Scherer-Neto, P.; Carrano, E.; Ribas, C.F. 2000. **Avaliação populacional da avifauna aquática e limícola do alto Rio Iguaçu, Paraná**. Relatório Técnico, REPAR.
- Scherer-Neto, P.; Carrano, E.; Ribas, C.F. 2002. **Monitoramento da avifauna aquática e limícola no Trecho Superior do rio Iguaçu, Paraná**. Relatório Técnico, REPAR.
- Sekercioglu C.H.; Ehrlich, P.R.; Daily, G.C.; Aygen, D.; Goehring, D.; Sandi, R.F. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. **Proceeding of National Academy of Sciences** 8:263-267.
- Sick H. 1997. **Ornitologia brasileira**, 2ª Edição. Nova Fronteira, Rio de Janeiro. 912 p.
- Sieving, K.E.; Kaar, J.R. 1997. Avian extinction and persistence mechanism in lowland Panama. In Laurance, W.F. & Bierregaard Jr, R.O. (eds): **Tropical forest remnants** Chicago University Press, Chicago. p. 156-170.
- Simon, J.E.; Lima, S.R.; Cardinali, T. 2007. Comunidade de aves no Parque Estadual da Fonte Grande, Vitória, Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 24(1):121-132.
- Stotz, D.F.; Fitzpatrick, J.W.; Parker, T.A.; Moskovits, D.K. 1996, **Neotropical birds. Ecology and conservation**. Chicago, University of Chicago Press, 502 p.

- Stouffer P.C.; Bierregaard Jr, R.O.; Strong, C.; Lovejoy, T.E. 2006. Long-term Landscape change and bird abundance in amazonian rainforest fragments. **Conservation Biology** 20(4):1212-1223.
- Stouffer, P.C. & Bierregaard Jr, R.O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. **Ecology** 76:2429-2445.
- Stratford, J.A.; Robinson, D.W. 2005. Gulliver travels to the fragmented tropics: geographic variation in mechanisms of avian extinction. **Frontiers in Ecology and the Environment** 3:85-92.
- Straube, F.C.; Carrano, E.; Santos, R.E.F.; Scherer-Neto, P.; Ribas, C.F.; Meijer, A.A.R.; Vallejos, M.A.V.; Lanzer, M.; Klemann-Júnior, L.; Aurélio-Silva, M.; Urben-Filho, A.; Arzua, M.; Lima, A.M.X de.; Sobânia, R.L.M.; Deconto, L.R.; Bispo, A.A.; Jesus, S de.; Abilhoa, V. **Aves de Curitiba: Coletânea de registros**. Curitiba, Prefeitura Municipal de Curitiba. 280 p.
- Terborg, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica** 24:283-292.
- Thiollay, J.M. 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. **Conservation Biology** 6:47-63.
- Tivy, F. 1993. Ecosystem stability and disturbance. In: **Biogeography: a study of plants in the ecosphere**. Essex: Longman Scientific & Technical. p.293-310.
- Turner, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: review of the evidence. **Journal of Applied Ecology** 33:200-209.
- Uezu, A. 2006. **Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema**. Tese de doutorado: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. 202 p.
- Uhl, C.; Nepstad, D.; Buschbacher, R.; Clark, K.; Kauffman, B.; Subler, S. 1990. Studies of ecosystem response to natural and anthropogenic disturbances provide guidelines for designing sustainable land-use system in Amazonia. In: Anderson, A. (Ed.) 1990. **Alternatives to deforestation: steps toward sustainable use of the Amazon rain Forest**. New York: Columbia University Press. p. 24-42.
- Warburton, N.H. Structure and conservation offorest avifauna in isolated rainforest remnants in tropical Australia. In: Laurance, W.F.; Bierregaard Jr, R.O. (eds). **Tropical forest remnants:ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. p. 190-206.
- White, P.S.; Pickett, T.A. Natural Disturbances and Patch Dynamics: An Introduction. In: Pickett, T.A.; White, P.S. (ed) 1985.**The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics**. New York: Academy Press, p.3-13.

- Wiens, J.A. 1986. Spatial scale and temporal variation in studies of shrubsteppe birds. In: J. Diamond, J & Case, T.J (eds.) **Community Ecology**. Harper & Row, New York. p. 154-172
- Willis, E.O. 1974. Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology Monographs* 44:153-169.
- Willis, E.O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia** 33:1-25.
- Willson, M.F.; De Santo, T.L.; Sabag, C.; Armesto, J.J. 1994. Avian communities of fragmented south-temperate rainforests in Chile. **Conservation Biology** 8:508-520.
- Wright, S.J.; Muller-Landau, H.C. 2006 a. The future of tropical Forest species. **Biotropica** 38: 287-301.
- Wright, S.J.; Muller-Landau, H.C. 2006 b. The uncertain future of tropical Forest species, **Biotropica** 38:443-445.
- Wunderle, J.M. 1994. **Census methods for Caribbean landbirds**. Louisiana: U.S. Department of Agriculture. 26 p.

ANEXOS

Anexo 1. Listagem das espécies de aves observadas na REPAR entre maio de 2002 e abril de 2012 (considerado as três técnicas de pesquisa). # Espécie endêmica da Mata Atlântica segundo Stotz *et al.* (1996) e Bornschein & Reinert (2000). **Guildas:** **FOc** (Grandes frugívoros e onívoros de copa), **POc** (Pequenos onívoros de copa), **POei** (Pequenos onívoros de estrato inferior), **OFbi** (Onívoros ou frugívoros de borda e interior), **GFs** (Grandes frugívoros de solo), **Cn** (Carnívoros noturnos), **Cd** (Carnívoros diurnos), **Cdaa** (Carnívoros diurnos de áreas abertas), **Itg** (Insetívoros de tronco e galho), **Aeb** (Aves de estrato baixo comedoras de grandes artrópodes), **Pls** (Pequenos insetívoros de solo), **Pleb** (Pequenos insetívoros de estrato baixo), **Ibb** (Insetívoros de bambusais ou densas brenhas), **Iem** (Insetívoros de estrato médio), **Plc** (Pequenos insetívoros de copa), **Ib** (Insetívoros de borda), **In** (Insetívoros noturnos), **N** (Nectarívoros), **Gb** (Granívoros de borda), **P** (Piscívoros), **laa** (Pequenos e médios insetívoros de áreas abertas) e **Glaa** (Grandes insetívoros de áreas abertas). **Magnitude de distúrbio ambiental:** **A** (Agudo), **I** (Intermediário), **T** (Tardio). **FO%** (Frequência de ocorrência). **ST** (Status de ocorrência): **R** (residente), **PR** (Provavelmente residente), **O** (Ocasional ou sobrevoante), **RV** (Residente de verão), **IA** (Espécie introduzida e já aclimatada). Ordenamento taxonômico segundo CBRO (2011). * Em alocação provisória (*incertae sedis*) segundo CBRO (2011) segue-se aqui a posição da lista anterior CBRO (2010).

Ordenamento Taxonômico	Guildas	A	I	T	FO%	ST
TINAMIDAE (1)						
<i>Crypturellus obsoletus</i>	GFs	X	X	X	78,5	R
CRACIDAE (1)						
<i>Penelope obscura</i>	FOc	X	X	X	85,7	R
ACCIPITRIDAE (6)						
<i>Harpagus diodon</i>	Cd	X			5,95	O
<i>Accipiter striatus</i>	Cd	X	X	X	17,8	PR
<i>Accipiter bicolor</i>	Cd	X		X	8,33	O
<i>Rupornis magnirostris</i>	Cd	X	X	X	100	R
<i>Buteo brachyurus</i>	Cdaa	X	X	X	13	O
<i>Spizaetus tyrannus</i>	Cd	X	X	X	20,2	O
FALCONIDAE (2)						
<i>Caracara plancus</i>	Cdaa	X	X	X	98,8	R
<i>Milvago chimachima</i>	Cdaa	X	X	X	95,2	R
RALLIDAE (1)						
<i>Aramides saracura</i> #	Aeb	X	X	X	100	R
COLUMBIDAE (5)						
<i>Columbina talpacoti</i>	Gb	X	X	X	100	R
<i>Patagioenas picazuro</i>	FOc	X	X	X	100	R
<i>Leptotila verreauxi</i>	GFs	X	X	X	77,3	R
<i>Leptotila rufaxilla</i>	GFs	X	X	X	52,3	PR
<i>Geotrygon montana</i>	GFs		X		2,38	O
PSITTACIDAE (4)						
<i>Pyrrhura frontalis</i> #	FOc	X			1,19	O
<i>Brotogeris tirica</i> #	FOc	X	X	X	13	IA
<i>Pionopsitta pileata</i> #	FOc	X	X	X	26,1	PR
<i>Amazona aestiva</i>	FOc	X		X	3,57	IA
CUCULIDAE (4)						
<i>Piaya cayana</i>	Iem	X	X	X	98,8	R
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	Ib	X	X	X	11,9	O
<i>Tapera naevia</i>	Ib	X	X	X	19	O
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	Aeb	X			1,19	O
STRIGIDAE (4)						
<i>Megascops choliba</i>	In			X	9,52	O
<i>Megascops atricapilla</i>	In	X	X	X	11,9	O
<i>Strix hylophila</i> #	Cn			X	1,19	O
<i>Asio clamator</i>	Cn	X			2,38	O
CAPRIMULGIDAE (1)						
<i>Hydropsalis albicollis</i>	In	X			2,38	O
TROCHILIDAE (6)						
<i>Florisuga fusca</i> #	N			X	1,19	O
<i>Colibri serrirostris</i>	N	X	X	X	61,9	PR
<i>Stephanoxis lalandi</i> #	N	X	X	X	53,5	PR

<i>Chlorostilbon lucidus</i>	N	X	X	X	33,3	PR
<i>Leucochloris albicollis</i>	N	X	X	X	22,6	PR
<i>Calliphlox amethystina</i>	N	X	X		2,38	O
TROGONIDAE (1)						
<i>Trogon surrucura</i> #	FOc	X		X	2,38	O
ALCEDINIDAE (2)						
<i>Chloroceryle americana</i>	P	X	X	X	26,1	PR
RAMPHASTIDAE (1)						
<i>Ramphastos dicolorus</i> #	FOc	X			1,19	O
PICIDAE (8)						
<i>Picumnus temminckii</i> #	Itg	X	X	X	100	R
<i>Picumnus nebulosus</i>	Itg	X	X	X	26,1	PR
<i>Melanerpes candidus</i>	Itg	X	X	X	51,1	PR
<i>Veniliornis spilogaster</i>	Itg	X	X	X	98,8	R
<i>Piculus aurulentus</i> #	Itg	X	X	X	28,5	PR
<i>Colaptes melanochloros</i>	Itg	X	X	X	73,8	R
<i>Colaptes campestris</i>	Glaa	X	X	X	100	R
<i>Dryocopus lineatus</i>	Itg	X		X	5,95	O
THAMNOPHILIDAE (4)						
<i>Batara cinerea</i>	lbb	X	X		2,38	O
<i>Mackenziaena leachii</i> #	lbb	X			1,19	O
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	laa	X	X	X	100	R
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Pleb	X	X	X	100	R
CONOPOPHAGIDAE (1)						
<i>Conopophaga lineata</i>	Pls	X	X	X	80,9	R
DENDROCOLAPTIDAE (3)						
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Itg	X			2,38	O
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> #	Itg		X	X	23,8	PR
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i> #	Itg	X	X	X	76,1	R
FURNARIIDAE (10)						
<i>Furnarius rufus</i>	laa	X	X	X	100	R
<i>Leptasthenura setaria</i> #	Plc			X	20,2	PR
<i>Synallaxis ruficapilla</i> #	lbb	X	X	X	22,6	PR
<i>Synallaxis cinerascens</i>	lbb	X	X	X	92,8	R
<i>Synallaxis spixi</i>	lb	X	X	X	97,6	R
<i>Cranioleuca obsoleta</i> #	lem	X	X	X	94	R
<i>Cranioleuca pallida</i> #	lem		X	X	51,1	PR
<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i> #	Aeb	X	X	X	60,7	PR
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	lbb	X	X	X	5,95	O
<i>Lochmias nematura</i>	Aeb		X	X	14,2	O
PIPRIDAE (1)						
<i>Chiroxiphia caudata</i> #	POei	X	X	X	30,9	PR
TITYRIDAE (4)						
<i>Schiffornis virescens</i> #	POei	X			1,19	O
<i>Pachyramphus castaneus</i>	lem	X			1,19	O
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	Plc	X	X	X	54,7	RV
<i>Pachyramphus validus</i>	Plc	X	X	X	40,4	RV
RYNCHOCYCLIDAE (5)						
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Pleb	X	X	X	8,33	O
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	lbb	X	X	X	92,8	R
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Pleb	X	X	X	8,33	O
<i>Mionectes rufiventris</i>	POei		X		1,19	O
<i>Phylloscartes ventralis</i>	lem	X	X	X	9,52	O
TYRANNIDAE (21)						
<i>Elaenia flavogaster</i>	OFbi	X	X	X	40,4	RV
<i>Elaenia parvirostris</i>	OFbi	X	X	X	46,4	RV
<i>Elaenia mesoleuca</i>	OFbi		X	X	21,4	RV
<i>Elaenia obscura</i>	OFbi	X	X	X	25	RV
<i>Campostoma obsoletum</i>	POc	X	X	X	100	R
<i>Serpophaga subcristata</i>	lb	X	X	X	79,7	R
<i>Platyrinchus mystaceus</i> *	Pleb	X	X	X	23,8	PR
<i>Myiophobus fasciatus</i>	lb	X	X	X	70,2	RV
<i>Lathrotriccus euleri</i>	Pleb	X	X	X	45,2	RV
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	lb	X	X	X	8,33	RV
<i>Knipolegus cyanirostris</i>	lb	X		X	2,38	O
<i>Myiozetetes similis</i>	OFbi	X			1,19	O

<i>Pitangus sulphuratus</i>	OFbi	X	X	X	100	R
<i>Myiodynastes maculatus</i>	OFbi	X	X	X	42,8	RV
<i>Megarynchus pitangua</i>	OFbi			X	2,38	RV
<i>Empidonomus varius</i>	OFbi	X	X	X	28,5	RV
<i>Tyrannus melancholicus</i>	lb	X	X	X	55,9	RV
<i>Sirystes sibilator</i>	lem		X	X	9,52	O
<i>Myiarchus swainsoni</i>	Plc	X	X	X	13	RV
<i>Myiarchus ferox</i>	lb	X	X	X	10,7	RV
<i>Attila phoenicurus</i> #	lem	X			10,7	O
VIREONIDAE (3)						
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Plc	X	X	X	100	R
<i>Vireo olivaceus</i>	POc	X	X	X	47,6	RV
<i>Hylophilus poicilotis</i>	lb	X	X	X	29,7	PR
CORVIDAE (1)						
<i>Cyanocorax caeruleus</i> #	FOc	X	X	X	50	PR
TROGLODYTIDAE (1)						
<i>Troglodytes musculus</i>	lb	X	X	X	100	R
TURDIDAE (5)						
<i>Turdus flavipes</i>	OFbi	X		X	5,95	O
<i>Turdus rufiventris</i>	OFbi	X	X	X	100	R
<i>Turdus amaurochalinus</i>	OFbi	X	X	X	69	RV
<i>Turdus subalaris</i> #	OFbi	X	X		3,57	O
<i>Turdus albicollis</i>	POei	X	X	X	96,4	R
COEREVIDAE (1)						
<i>Coereba flaveola</i>	N		X	X	5,95	O
THRAUPIDAE (11)						
<i>Saltator similis</i>	OFbi	X	X	X	65,4	PR
<i>Saltator maxillosus</i> #	OFbi	X			1,19	O
<i>Tachyphonus coronatus</i>	OFbi	X	X	X	57,1	PR
<i>Lanio cucullatus</i>	Gb	X	X		8,33	O
<i>Tangara sayaca</i>	OFbi	X	X	X	90,4	R
<i>Tangara preciosa</i> #	POc	X		X	9,52	O
<i>Stephanophorus diadematus</i> #	POc	X	X	X	89,2	R
<i>Pipraeidea melanonota</i>	POc	X	X	X	32,1	PR
<i>Pipraeidea bonariensis</i>	OFbi	X	X	X	11,9	O
<i>Tersina viridis</i>	OFbi	X	X		5,95	O
<i>Conirostrum speciosum</i>	Plc		X	X	22,6	PR
EMBERIZIDAE (7)						
<i>Zonotrichia capensis</i>	Gb	X	X	X	100	R
<i>Haplospiza unicolor</i>	Gb	X		X	5,95	O
<i>Poospiza thoracica</i> #	Gb	X			1,19	O
<i>Poospiza cabanisi</i> #	Gb	X	X	X	100	R
<i>Volatinia jacarina</i>	Gb	X	X	X	54,7	RV
<i>Sporophila caerulea</i>	Gb	X	X	X	63	RV
<i>Tiaris fuliginosa</i>	Gb	X			1,19	O
CARDINALIDAE (1)						
<i>Cyanoloxia brissonii</i>	Gb	X			2,38	O
PARULIDAE (4)						
<i>Parula pitiayumi</i>	Plc	X	X	X	100	R
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Iaa	X	X	X	100	R
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Pleb	X	X	X	100	R
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	Pls	X	X	X	100	R
ICTERIDAE (2)						
<i>Cacicus chrysopterus</i>	FOc	X	X	X	72,6	R
<i>Cacicus haemorrhous</i>	FOc	X		X	8,33	O
FRINGILLIDAE (1)						
<i>Euphonia violacea</i>	POc	X	X		3,57	O

Anexo 2. Listagem das espécies de aves capturadas em rede de neblina na REPAR entre maio de 2002 e abril de 2012. # Espécie endêmica da Mata Atlântica segundo Stotz *et al.* (1996) e Bornschein & Reinert (2000). **Guildas:** **FOc** (Grandes frugívoros e onívoros de copa), **POc** (Pequenos onívoros de copa), **POei** (Pequenos onívoros de estrato inferior), **OFbi** (Onívoros ou frugívoros de borda e interior), **GFs** (Grandes frugívoros de solo), **Cn** (Carnívoros noturnos), **Cd** (Carnívoros diurnos), **Cdaa** (Carnívoros diurnos de áreas abertas), **Itg** (Insetívoros de tronco e galho), **Aeb** (Aves de estrato baixo comedoras de grandes artrópodes), **Pls** (Pequenos insetívoros de solo), **Pleb** (Pequenos insetívoros de estrato baixo), **Ibb** (Insetívoros de bambusais ou densas brechas), **Iem** (Insetívoros de estrato médio), **Plc** (Pequenos insetívoros de copa), **Ib** (Insetívoros de borda), **In** (Insetívoros noturnos), **N** (Nectarívoros), **Gb** (Granívoros de borda), **P** (Piscívoros), **Iaa** (Pequenos e médios insetívoros de áreas abertas) e **Glaa** (Grandes insetívoros de áreas abertas). **Magnitude de distúrbio ambiental:** **A** (Agudo), **I** (Intermediário), **T** (Tardio). **NT** (Número total de exemplares capturados). **AR%** (Abundância Relativa). **ST** (Status de ocorrência): **R** (residente), **PR** (Provavelmente residente), **O** (Ocasional ou sobrevoante), **RV** (Residente de verão), **IA** (Espécie introduzida e já aclimatada). Ordenamento taxonômico segundo CBRO (2011). * Em alocação provisória (*incertae sedis*) segundo CBRO (2011) segue-se aqui a posição da lista anterior CBRO (2010).

Ordenamento Taxonômico	Guildas	A	I	T	NT	AR%	ST
ACCIPITRIDAE (2)							
<i>Accipiter striatus</i>	Cd	1	-	-	1	0,07	PR
<i>Rupornis magnirostris</i>	Cd	-	4	2	6	0,45	R
COLUMBIDAE (3)							
<i>Columbina talpacoti</i>	Gb	22	8	25	55	4,16	R
<i>Leptotila verreauxi</i>	Gs	3	2	6	11	0,83	R
<i>Leptotila rufaxilla</i>	Gs	3	6	7	16	1,21	PR
CUCULIDAE (2)							
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	Ib	5	-	-	5	0,37	O
<i>Tapera naevia</i>	Ib	1	-	-	1	0,07	O
TROCHILIDAE (6)							
<i>Florisuga fusca</i> #	N	-	-	1	1	0,07	O
<i>Colibri serrirostris</i>	N	2	-	-	2	0,15	PR
<i>Stephanoxis lalandi</i> #	N	1	1	1	3	0,22	PR
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	N	2	3	2	7	0,53	PR
<i>Leucochloris albicollis</i>	N	-	-	2	2	0,15	PR
<i>Calliphlox amethystina</i>	N	-	1	-	1	0,07	O
ALCEDINIDAE (1)							
<i>Chloroceryle americana</i>	P	1	1	-	2	0,15	PR
PICIDAE (5)							
<i>Picumnus temminckii</i> #	Itg	14	12	9	35	2,65	R
<i>Picumnus nebulosus</i>	Itg	4	-	-	4	0,30	PR
<i>Veniliornis spilogaster</i>	Itg	5	-	3	8	0,60	R
<i>Colaptes melanochloros</i>	Itg	2	3	1	6	0,45	R
<i>Colaptes campestris</i>	Glaa	-	-	1	1	0,07	R
THAMNOPHILIDAE (2)							
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	Iaa	8	1	3	12	0,90	R
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Pleb	15	16	15	46	3,48	R
CONOPOPHAGIDAE (1)							
<i>Conopophaga lineata</i>	Pls	7	1	9	17	1,28	R
DENDROCOLAPTIDAE (2)							
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> #	Itg	-	1	4	5	0,37	PR
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i> #	Itg	3	2	2	7	0,53	R
FURNARIIDAE (9)							
<i>Furnarius rufus</i>	Iaa	5	4	9	18	1,36	R
<i>Synallaxis ruficapilla</i> #	Ibb	1	-	3	4	0,30	PR
<i>Synallaxis cinerascens</i>	Ibb	3	2	2	7	0,53	PR
<i>Synallaxis spixi</i>	Ib	5	-	-	5	0,37	R
<i>Cranioleuca obsoleta</i> #	Iem	4	3	5	12	0,90	R
<i>Cranioleuca pallida</i> #	Iem	-	4	-	4	0,30	R
<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i> #	Aeb	3	1	3	7	0,53	PR
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	Ibb	1	-	-	1	0,07	O
<i>Lochmias nematura</i>	Aeb	-	1	-	1	0,07	O

PIPRIDAE (1)							
<i>Chiroxiphia caudata</i> #	POei	1	4	2	7	0,53	PR
TITYRIDAE (2)							
<i>Pachyrampus polychopterus</i>	Plc	4	2	1	7	0,53	RV
<i>Pachyrampus validus</i>	Plc	1	1	5	7	0,53	RV
RHYNCHOCYCLIDAE (4)							
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	lbb	2	4	5	11	0,83	R
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Pleb	-	1	-	1	0,07	O
<i>Mionectes rufiventris</i>	POei	-	1	-	1	0,07	O
<i>Phylloscartes ventralis</i>	lem	2	1	-	3	0,22	O
TYRANNIDAE (16)							
<i>Elaenia flavogaster</i>	OFbi	-	3	6	9	0,68	RV
<i>Elaenia parvirostris</i>	OFbi	28	18	18	64	4,85	RV
<i>Elaenia mesoleuca</i>	OFbi	-	1	3	4	0,30	RV
<i>Elaenia obscura</i>	OFbi	-	-	1	1	0,07	RV
<i>Camptostoma obsoletum</i>	POc	5	1	5	11	0,83	R
<i>Serpophaga subcristata</i>	lb	3	1	-	4	0,30	R
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	Pleb	1	2	4	7	0,53	PR
<i>Myiophobus fasciatus</i>	lb	27	6	10	43		RV
<i>Lathrotriccus eulerei</i>	Pleb	2	1	2	5	0,37	RV
<i>Knipolegus cyanirostris</i>	lb	-	-	1	1	0,07	O
<i>Pitangus sulphuratus</i>	OFbi	11	11	4	26		R
<i>Myiodynastes maculatus</i>	OFbi	3	1	2	6	0,45	RV
<i>Empidonomus varius</i>	OFbi	1	2	-	3	0,22	RV
<i>Tyrannus melancholicus</i>	lb	-	-	1	1	0,07	RV
<i>Myiarchus swainsoni</i>	Plc	2	1	1	4	0,30	RV
<i>Myiarchus ferox</i>	lb	3	-	-	3	0,22	RV
VIREONIDAE (2)							
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Plc	29	5	6	40	3,03	R
<i>Vireo olivaceus</i>	POc	5	4	1	10	0,75	RV
TROGLODYTIDAE (1)							
<i>Troglodytes musculus</i>	lb	3	1	3	7	0,53	R
TURDIDAE (4)							
<i>Turdus flavipes</i>	OFbi	1	-	1	2	0,15	O
<i>Turdus rufiventris</i>	OFbi	60	44	57	161	12,2	R
<i>Turdus amaurochalinus</i>	OFbi	20	16	18	54	4,09	RV
<i>Turdus albicollis</i>	POei	20	10	22	52	3,94	R
THRAUPIDAE (9)							
<i>Saltator similis</i>	OFbi	8	5	8	21	1,59	PR
<i>Saltator maxillosus</i> #	OFbi	1	-	-	1	0,07	O
<i>Tachyphonus coronatus</i>	OFbi	1	2	8	11	0,83	PR
<i>Lanio cucullatus</i>	Gb	2	-	-	2	0,15	O
<i>Tangara sayaca</i>	OFbi	3	2	8	13	0,98	R
<i>Tangara preciosa</i> #	OFbi	1	1	2	4	0,30	O
<i>Stephanophorus diadematus</i> #	POc	13	1	4	18	1,36	R
<i>Pipraeidea melanonota</i>	POc	2	-	1	3	0,22	PR
<i>Conirostrum speciosum</i>	Plc	-	-	1	1	0,07	PR
EMBERIZIDAE (6)							
<i>Zonotrichia capensis</i>	Gb	65	13	27	105	7,96	R
<i>Haplospiza unicolor</i>	Gb	4	-	4	8	0,60	O
<i>Poospiza cabanisi</i> #	Gb	59	26	44	129	9,78	R
<i>Volatinia jacarina</i>	Gb	7	-	1	8	0,60	RV
<i>Sporophila caerulea</i>	Gb	9	5	6	20	1,51	RV
<i>Tiaris fuliginosus</i>	Gb	1	-	-	1	0,07	O
PARULIDAE (4)							
<i>Parula pitiayumi</i>	Plc	-	1	-	1	0,07	R
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	laa	9	1	7	17	1,28	R
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Pleb	13	14	20	47	3,56	R
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	Pls	21	6	10	37	2,8	R
ICTERIDAE (1)							
<i>Cacicus chrysopterus</i>	FOc	1	2	1	4	0,30	R
Total de espécies capturadas		66	59	62	83		
Total de exemplares capturados		575	298	446	1.319		

CAPITULO 3

**COMUNIDADES DE AVES EM FRAGMENTOS DE FLORESTA OMBRÓFILA
MISTA NA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA, ESTADO DO
PARANÁ**

***BIRD COMMUNITIES IN ARAUCARIA FOREST REMNANTS IN THE
METROPOLITAN REGION OF CURITIBA, PARANA STATE***

RESUMO

Comunidades de aves foram avaliadas em nove fragmentos de Floresta Ombrófila Mista na Região Metropolitana de Curitiba, Paraná, com diferentes tamanhos (1,1 a 61,4 ha) e estruturas florestais numa área de aproximadamente 10 km de diâmetro. Este trabalho teve como objetivo comparar a riqueza, guildas e sazonalidade de ocorrência de aves entre os fragmentos, utilizando-se também algumas características que determinam a suscetibilidade das espécies em relação à perda de habitat (massa corporal, dependência do ambiente florestal e grau de endemismo na Mata Atlântica). Foram analisadas imagens aéreas desta área (1980, 2000 e 2010) visando uma interpretação temporal da ocupação e uso do solo, área dos fragmentos e seu entorno imediato. Os inventários foram realizados entre maio de 2009 e abril de 2012 utilizando-se as técnicas de contato visual e auditivo com esforço total de 1.800 horas. Foram registradas 144 espécies de aves e 34 famílias, sendo Tyrannidae, Furnariidae e Thraupidae as mais representativas. Uma correlação positiva entre riqueza e tamanho dos fragmentos foi registrada. Não houve decréscimo da riqueza de aves não Passeriformes e do tamanho corporal com a diminuição dos fragmentos. Foi registrada maior riqueza de espécies dependentes florestais em fragmentos acima de cinco ha. Diferenças significativas (PERMANOVA) na riqueza de espécies e guildas entre os fragmentos e sazonalidade foram registradas. As espécies que apresentaram as maiores contribuições (SIMPER) para os fragmentos foram *Aramides saracura*, *Basileuterus culicivorus*, *B. leucoblepharus*, *Cyclarhis gujanensis*, *Cranioleuca obsoleta*, *Camptostoma obsoletum*, *Caracara plancus*, *Columbina talpacoti*, *Poospiza cabanisi*, *Piaya cayana*, *Patagioenas picazuro*, *Parula pitiayumi*, *Pitangus sulphuratus*, *Picumnus temminckii*, *Rupornis magnirostris*, *Stephanophorus diadematus*, *Thamnophilus caerulescens*, *Troglodytes musculus* e *Turdus rufiventris*. As guildas mais representativas (SIMPER) foram onívoros, insetívoros e carnívoros. O tamanho dos fragmentos apresentou influência na caracterização das comunidades e na relação de espécies com dependência do ambiente florestal. Apesar do longo histórico de alterações antrópicas na região e da simplificação na riqueza de aves, estes fragmentos ainda desempenham importante papel ecológico para a avifauna florestal.

Palavras-Chave: Fragmentação, tamanho dos fragmentos, impactos antrópicos, grupos funcionais, conservação.

ABSTRACT

Bird communities were evaluated in nine fragments of Araucaria Forest in the Metropolitan Region of Curitiba, State of Paraná, with different sizes (1.1 to 61.4 ha) and forest structures in an area of approximately 10 km in diameter. This study aimed to compare the richness, guilds and seasonal occurrence of birds among fragments, using some biological features that can determine the species susceptibility in relation to habitat loss (body mass, dependence of the forest environment, and degree of endemism in the Atlantic Forest). We analyzed aerial imagery of this area (1980, 2000 and 2010) for a temporal interpretation of the occupation and land use, remnants areas and their immediate surroundings. Surveys were conducted between May 2009 and April 2012 using the techniques of visual and auditory contact, with a total sampling effort of 1,800 hours. We recorded 144 bird species and 34 families, being Tyrannidae, Furnariidae and Thraupidae the most representative families. A positive correlation between bird's richness and size of the fragments was recorded. There was no decrease in the number of non-Passeriformes birds and also in the body size with the decline of the fragments areas. The richness of forest-dependent birds was greater in fragments over five hectares. Significant differences (PERMANOVA) in species richness among fragments and guilds, and also in relation to seasonality, were recorded. Species with the highest percentage contributions (SIMPER) for the fragments were *Aramides saracura*, *Basileuterus culicivorus*, *B. leucoblepharus*, *Cyclarhis gujanensis*, *Cranioleuca obsoleta*, *Camptostoma obsoletum*, *Caracara plancus*, *Columbina talpacoti*, *Poospiza cabanisi*, *Piaya cayana*, *Patagioenas picazuro*, *Parula pitaiyumi*, *Pitangus sulphuratus*, *Picumnus temminckii*, *Rupornis magnirostris*, *Stephanophorus diadematus*, *Thamnophilus caerulescens*, *Troglodytes musculus* and *Turdus rufiventris*. The most representative (SIMPER) guilds were omnivores, insectivores and carnivores. The size of the fragments showed influence in the characterization of bird communities and in the relationship of species with forest dependency. Despite the long history of anthropogenic changes in this region and the simplification in bird communities, these fragments still play an important ecological role for forest-dwellers birds.

Keywords: Fragmentation, fragment sizes, anthropic impacts, functional groups, conservation.

1. INTRODUÇÃO

O processo global de fragmentação é possivelmente a mais profunda alteração causada pelo homem aos ambientes naturais (Fernandez, 1997) conduzindo à perda de espécies em comunidades biológicas e considerada a principal ameaça à conservação da biodiversidade (Wilcox & Murphy, 1985; Fahrig, 2003).

Gardner *et al.* (2009) referem-se a um esquema que facilita o entendimento destas mudanças: o desmatamento, corte seletivo, agricultura e pecuária agem diretamente na supressão e fragmentação do habitat, uso do solo, regeneração florestal e configuração da paisagem, afetando diretamente na disponibilidade de recursos alimentares e reprodutivos, dispersão de exemplares e propágulos, e o comportamento das espécies. Adicionalmente, são estabelecidas novas condições climáticas, que excedem os limites fisiológicos das espécies. Todos esses mecanismos irão então causar mudanças nas populações (taxas de natalidade e mortalidade), comunidades (riqueza e composição) e interações entre espécies como na cadeia trófica e no mutualismo (Gardner *et al.* 2009).

A formulação deste esquema foi possível somente em razão da grande quantidade de informação existentes sobre os efeitos das ações antrópicas. Diversos trabalhos demonstraram que a redução na quantidade de habitat altera a maior parte dos padrões e processos encontrados na natureza, causando declínios ou alterações na riqueza e composição de espécies (Aleixo, 1999; Costa & Magnusson, 2002; Barlow *et al.* 2006; Giraudo *et al.* 2008), abundância e distribuição populacional (Lande, 1987; Hanski *et al.* 2008), invasão de espécies exóticas (Didham *et al.* 2007; Uehara-Prado *et al.* 2009), uso do solo (Didham *et al.* 1998; Barlow *et al.* 2007; Umetsu & Pardini, 2007) e o tipo de matriz (Antogiovanni & Metzger, 2005; Umetsu *et al.* 2008; Fonseca *et al.* 2009; Viera *et al.* 2009).

Nas últimas décadas diversos estudos foram realizados sobre os efeitos da fragmentação nas comunidades de aves desde os trabalhos pioneiros de Preston (1962) e Willis (1979) até os mais recentes que consideram ainda

diversas características biológicas das espécies que aumentam suas chances de extinção, dentre eles o pequeno tamanho populacional (Karr, 1982; Diamond *et al.* 1987; Pimm *et al.* 1988; Turner, 1996), padrões especializados no uso de recursos (Leck, 1979; Willis, 1979; Lovejoy *et al.* 1986; Bierregaard Jr & Lovejoy, 1989; Bierregaard Jr *et al.* 1992; Kattan *et al.* 1994; Christiansen & Pitter, 1997; Gillespie, 2001), baixa tolerância a matriz (Diamond *et al.* 1987; Bierregaard Jr *et al.* 1992; Bierregaard Jr & Stouffer, 1997), maior tamanho corporal (Willis, 1974; Leck, 1979; Terborgh & Winter, 1980; Karr, 1982; Gillespie, 2001), mobilidade restrita (Diamond *et al.* 1981; Sekercioglu *et al.* 2002), baixa taxa de sobrevivência anual (Karr, 1990; Sieving & Karr, 1997), baixa fecundidade (Sieving & Karr, 1997), alta variabilidade populacional (Karr, 1990 b), forrageamento e nidificação terrestres (Terborgh, 1974; Willis, 1979; Karr, 1982; Lovejoy *et al.* 1986; Stouffer & Bierregaard Jr, 1995), especificidade de habitat e preferência florestal (Diamond *et al.* 1987; Newmark 1991; Kattan *et al.* 1994; Gillespie, 2001) e baixa flexibilidade no uso de estrato de forrageamento (Ribon *et al.* 2003; Uezu, 2006).

Diversos estudos foram realizados no Brasil para investigar as respostas da avifauna à fragmentação na Mata Atlântica, não somente pelo crescente interesse sobre o tema, mais principalmente pela redução acelerada dos ambientes naturais (Willis, 1979; Aleixo & Vielliard, 1995; Anjos & Bóçon, 1999; Anjos, 2001; Marsden *et al.* 2001; Ribon *et al.* 2003; Anjos, 2004, Uezu *et al.* 2005; Anjos, 2006; Martensen *et al.* 2008; Anjos *et al.* 2009, 2011). Embora os resultados obtidos nesses estudos tenham auxiliado sobremaneira o entendimento dos mecanismos relacionados com o desaparecimento (ou diminuição) de algumas espécies e aumento de outras, demonstrando inclusive a importância da utilização de níveis de organização mais refinados como grupos funcionais (Uezu, 2006), os efeitos negativos decorrentes da fragmentação ainda não são totalmente conhecidos.

A área do presente estudo está inserida na Mata Atlântica, nos domínios da Floresta Ombrófila Mista e campos naturais do Primeiro Planalto Paranaense, na Região Metropolitana de Curitiba, com mais de 16.000 km² de extensão, composta por 29 municípios e representando a maior população do estado, com 3,5 milhões de habitantes (IPARDES, 2012).

Esta região encontra-se praticamente descaracterizada pelas mais diversas atividades humanas, decorrentes da urbanização (legal e ilegal), poluição doméstica e industrial da bacia do alto rio Iguaçu, extração de areia e saibro nas várzeas e florestas aluviais deste rio e seus afluentes, cultivos agrícolas, silvicultura e pecuária de subsistência. O cenário atual é caracterizado por diversos fragmentos de pequeno porte inseridos em uma matriz alterada por atividades antrópicas diversificadas. A estrutura da paisagem da região, caracterizada por uma série de fragmentos de diferentes tamanhos, estágios de sucessão e conservação, permite a execução de estudos com aves, principalmente relacionados à ocupação e utilização de fragmentos florestais.

Dentro deste contexto, o objetivo principal do estudo foi comparar a riqueza, guildas funcionais e sazonalidade de ocorrência de aves entre diferentes fragmentos de Floresta Ombrófila Mista na Região Metropolitana de Curitiba, utilizando-se também de algumas características que determinam a suscetibilidade das espécies em relação à perda de habitat, como a massa corporal, dependência do ambiente florestal e grau de endemismo na Mata Atlântica. Para atingir este objetivo foram formuladas as seguintes hipóteses: (i) as espécies e as guildas funcionais de aves florestais respondem de maneira distinta ao tamanho e qualidade dos remanescentes de Floresta Ombrófila Mista; (ii) o tamanho dos remanescentes exerce influência sobre características da comunidade de aves florestais como a dependência de ambiente florestal e o tamanho corporal.

2. MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

Foram amostrados nove fragmentos florestais em uma área de aproximadamente 10 km de diâmetro (Figura 1) localizados nos municípios de Araucária (REPAR e FB8), Curitiba (FB1, FB2, FB6, FB7 e Parolin) e Fazenda Rio Grande (Estre e FRG), Região Metropolitana de Curitiba, Paraná.

Informações sobre sua localização, tamanho da área, vegetação e ações antrópicas são descritas a seguir:

FB1. Localização (25°34'282"S - 49°20'110"W). Fragmento com 5,7 ha isolado por matriz urbanizada, vegetação constituída por três estratos com algumas árvores emergentes (*Araucaria angustifolia*), sub-bosque pouco alterado por ações antrópicas como corte de madeira para lenha.

FB2. Localização (25°35'033"S - 49°20'110"W). Fragmento com 1,8 ha isolado por matriz urbanizada, vegetação constituída por três estratos, com poucas árvores emergentes (*A. angustifolia*), sub-bosque alterado por ações antrópicas como corte de madeira para lenha e despejo de lixo doméstico. Em razão do tamanho reduzido do fragmento, há uma dificuldade em distinguir os ambientes de borda e interior.

FB6. Localização (25°35'256"S - 49°20'314"W). Menor fragmento amostrado, com 1,1 ha isolado por matriz urbanizada, vegetação constituída por três estratos, porém com o superior pouco representativo em razão do corte das árvores emergentes. Mesmos impactos antrópicos e de efeitos de borda citados acima.

FB7. Localização (25°35'402"S - 49°19'573"W). Fragmento com 1,9 ha isolado por matriz urbanizada, com as mesmas características vegetacionais, impactos antrópicos e efeitos de borda da área anterior.

FB8. Localização (25°35'421"S - 49°21'210"W). Fragmento com 6,3 ha, cercado por matriz agrícola (subsistência), apresentando ainda um corredor que facilita sua conexão com as florestas ripárias do rio Barigui. Vegetação constituída por três estratos com diversas árvores emergentes (*A. angustifolia*, *Ocotea porosa* e *Cedrella fissilis*), sub-bosque pouco alterado e ações antrópicas como corte de madeira para lenha e evidências de queimadas em sua borda.

Estre. Localização (25°39'065"S - 49°20'309"W). Fragmento com 35,6 ha, tendo três remanescentes conectados com 14,9, 33,4 e 39,3 ha e um isolado, com 8,2 ha a aproximadamente 200 metros. Sua matriz de entorno é caracterizada por urbanizações, áreas abandonadas de cultivos agrícolas, cavas artificiais de extração de areia e um aterro sanitário. Vegetação e impactos similares aos descritos para FB8, além da presença de cães

domésticos e constatação de atividades de caça ilegal, através de cartuchos vazios de espingarda.

Parolin. Localização (25°36'055"S - 49°18'235"W). Maior fragmento estudado com 61,4 ha, isolado por matrizes distintas (urbanização, agricultura e capoeiras em estágios distintos de sucessão). Apresenta a vegetação mais estruturada de todas as áreas e melhor estado de conservação, constituída por três estratos com diversas árvores emergentes (*A. angustifolia*, *O. porosa* e *C. fissilis*) e adensamentos da primeira com sub-bosque pouco alterado. Os impactos estão relacionados ao corte de madeira para lenha, em alguns locais da sua borda e à presença de cães domésticos.

FRG. Localização (25°37'123"S - 49°17'357"W). Fragmento com 54 ha isolado por matriz agrícola, apresentando ainda um corredor que o conecta com as florestas ripárias do rio Iguaçu. Vegetação semelhante à supracitada, porém com menor representatividade de árvores emergentes. Foram observadas também ações antrópicas como corte de madeira para lenha e sinais de queimadas em sua borda.

REPAR. Localização (25°34'58"S - 49°25'21"W). Fragmento com 52 ha isolado por matriz urbanizada e industrial, com vegetação secundária e descaracterizada, formada por estágios sucessionais distintos e submetidos a inúmeras alterações. As ações antrópicas referem-se ao corte seletivo ocorrido no passado, principalmente, de espécies de valor comercial como *A. angustifolia*, *O. porosa* e *C. fissilis*, atividades de caça ilegal e presença de espécies domésticas (cães e porcos).

2.2. MAPAS E IMAGENS

Como base para a obtenção das informações necessárias para análise temporal da área de estudo utilizaram-se fotografias aéreas monocromáticas obtidas em junho de 1980 na escala 1:25.000, disponibilizado pelo ITCG (Instituto de Terras Cartografia e Geociências), ortofotos obtidas em junho de 2000, referente ao projeto de Sistema de Informações Geográficas para a gestão de recursos hídricos do Alto Iguaçu realizado pela SUDERHSA¹

¹ Extinta entre 2009-2010 e substituída pelo Instituto de Águas do Paraná.

(Superintendência de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), onde executou a cobertura aerofotogramétrica na escala 1:30.000 da Bacia do Alto Iguaçu, e pela utilização de imagens do *Google Earth* datadas em 2010, bem como incursões a campo para aferições que se fizeram necessárias.

Para manipulação, interpretação e representação dos dados foi utilizado o software *ArcGIS 9.3*, do fabricante ESRI (www.esri.com), e para o processamento e tratamento dos dados matriciais (ortofotos) o software *Global Mapper* (www.globalmapper.com).

Para a geração dos mapas temáticos “Ambientes Naturais e/ou Antrópicos” foram definidas as seguintes classes: Corpos d’água, Área antropizada, Cava de extração de areia, Campo e Floresta. Tal classificação foi definida para identificação das áreas com ou sem cobertura florestal, principalmente nas adjacências dos fragmentos estudados.

2.3. COLETA DE DADOS

O estudo foi desenvolvido no período entre maio de 2009 e abril de 2012 através de 36 amostragens mensais de campo na REPAR e entre setembro de 2009 e abril de 2012 com dez amostragens de campo mensais nos demais fragmentos. As amostragens tiveram dois dias de duração em cada fragmento, sendo o esforço amostral total de aproximadamente 1.800 horas.

O inventário de aves foi realizado através do método de contato visual e auditivo (Bibby *et al.* 1992) onde os locais foram percorridos em diferentes períodos (diurno e noturno) ao longo das suas bordas e interior da floresta. As aves registradas seguiram a classificação taxonômica proposta pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2011).

Em razão de espécies especialistas e dependentes de ambientes florestais serem mais suscetíveis à fragmentação (Diamond *et al.* 1987; Newmark, 1991; Kattan *et al.* 1994), a dependência florestal foi utilizada como critério para avaliar a representatividade da composição de espécies nos diferentes fragmentos. Desta forma, foram definidas três categorias: **Dependentes Florestais** (restritas a habitats florestais, tanto no interior como na borda), **Semi-Dependentes** (aquelas que ocorrem em habitats florestais e

não-florestais, como capoeiras, campos, áreas abertas naturais e antropizadas) e **Independentes** (espécies que ocorrem apenas em habitats não florestais). A classificação utilizada baseou-se em Parker III *et al.* (1996) e Sick (1997).

Além do critério definido acima, considerou-se também o grau de endemismo na Mata Atlântica (Brooks *et al.* 1999; Ribon *et al.* 2003) e a massa corporal como características que indicam a suscetibilidade das espécies frente aos efeitos da fragmentação. Para às espécies endêmicas da Mata Atlântica seguiu-se as proposições de Stotz *et al.* (1996) e Bornschein & Reinert (2000). A inclusão de *Poospiza cabanisi* como endemismo foi baseada na interpretação do artigo de validação da espécie (Assis *et al.* 2007).

A massa corporal é frequentemente apontada como uma das variáveis mais importantes na determinação da sensibilidade das espécies (Gillespie, 2001). Geralmente se considera que as aves de grande porte são mais afetadas pela fragmentação (Sodhi *et al.* 2006; Urquiza-Haas *et al.* 2009), possivelmente em virtude de tamanhos populacionais menores, taxas reprodutivas mais baixas e necessidade de áreas de vida mais extensas (Sodhi *et al.* 2004). Desta forma a massa corporal das espécies seguiu quatro categorias propostas por Uezu (2006): <30g, 31-60g, 61-120g e >120g. As informações foram baseadas em exemplares capturados na própria REPAR, em outras áreas no estado do Paraná (dados inéditos do autor), em exemplares depositados na Coleção Ornitológica do Museu de História Natural, Curitiba, Paraná ou disponíveis na literatura (Reinert *et al.* 1996; Sick, 1997; Uezu, 2006).

A utilização de guildas ou de outros grupos funcionais auxilia na avaliação dos processos ecológicos envolvidos nas mudanças das comunidades (Croonquist & Brooks, 1991; Aleixo, 1999; Fischer *et al.* 2007). Guildas ou grupos ecológicos funcionais seguiram Willis (1979), considerando-se a natureza do item alimentar, estrato e substrato de forrageamento, tamanho corporal e período de atividade, visando agrupar espécies que compartilham hábitos e comportamentos semelhantes. Foram consideradas as seguintes guildas: **FOc** (Grandes frugívoros e onívoros de copa), **POc** (Pequenos onívoros de copa), **POei** (Pequenos onívoros de estrato inferior), **OFbi** (Onívoros ou frugívoros de borda e interior); **GFs** (Grandes frugívoros de

solo), **Cn** (Carnívoros noturnos), **Cd** (Carnívoros diurnos), **Cdaa** (Carnívoros diurnos de áreas abertas), **Itg** (Insetívoros de tronco e galho), **Aeb** (Aves de estrato baixo comedoras de grandes artrópodes), **Pls** (Pequenos insetívoros de solo), **Pleb** (Pequenos insetívoros de estrato baixo), **Ibb** (Insetívoros de bambusais ou densas brenhas), **lem** (Insetívoros de estrato médio), **Plc** (Pequenos insetívoros de copa), **Ib** (Insetívoros de borda), **In** (Insetívoros noturnos), **N** (Nectarívoros), **Gb** (Granívoros de borda), **P** (Piscívoros), **laa** (Pequenos e médios insetívoros de áreas abertas) e **Glaa** (Grandes insetívoros de áreas abertas).

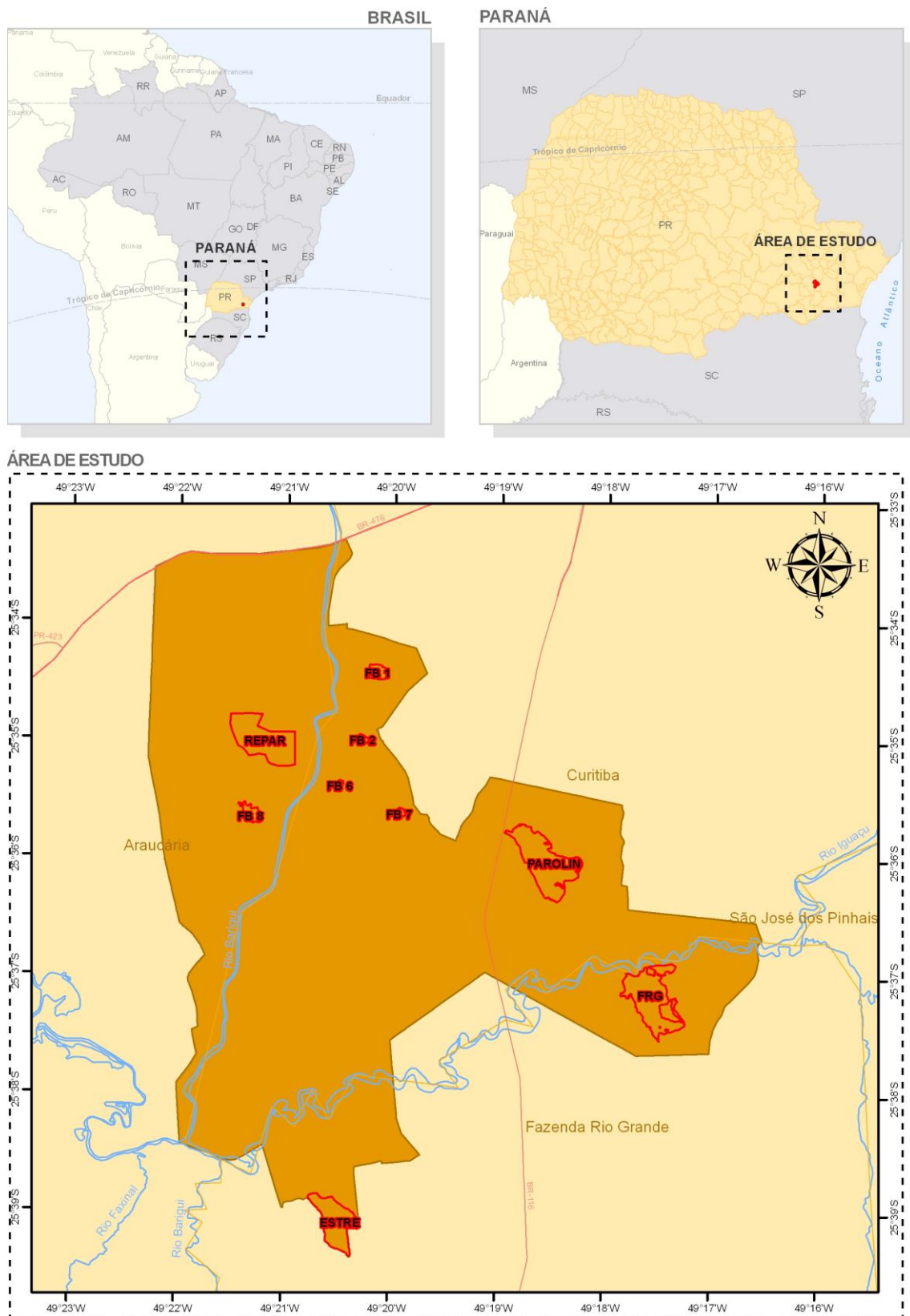


Figura 1. Localização da região de estudo com os nove fragmentos amostrados (FB1, FB2, FB6, FB7, FB8, REPAR, ESTRE, PAROLIN e FRG).

2.4. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Análises multivariadas foram utilizadas para descrição dos padrões de riqueza de aves, categorizados em nível de espécie ou guildas tróficas, em relação aos fatores fragmento florestal e estações do ano.

Foram realizadas análises de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), variância multivariada permutacional (PERMANOVA) e quebra de porcentagem da similaridade (SIMPER). As matrizes de similaridade foram construídas com os dados de presença/ausência das aves e guildas em relação aos fatores considerados, utilizando-se o índice de similaridade de *Jaccard*.

As análises de ordenamento NMDS foram utilizadas para observar os padrões de semelhança da riqueza de espécies e guildas em relação aos fatores considerados. A interpretação do ordenamento consiste em verificar a similaridade entre as amostras indicada pela proximidade espacial ao longo dos eixos de ordenação (Clarke & Gorley, 2006). A distorção da resolução das dimensões da ordenação é medida através do *stress*, um valor baixo de *stress* indica que as distâncias no diagrama refletem bem as distâncias originais (Clarke, 1993).

Para a avaliação de diferenças significativas entre os fatores utilizou-se análises de PERMANOVA (Anderson, 2001). Ambos os fatores foram considerados como efeito fixo e 4999 permutações. Fatores com resultados significativos foram posteriormente analisados por comparações par a par.

A análise de SIMPER foi utilizada para detectar quais espécies e guildas mais contribuíram com as similaridades e dissimilaridades entre os fatores considerados (Clarke, 1993).

As análises NMDS, PERMANOVA e SIMPER foram realizadas com o pacote PERMANOVA+ no software Primer (versão 6.0) (Clarke & Gorley, 2006). Histogramas de frequência relativa foram construídos para observação da riqueza das aves registradas em relação à dependência dos ambientes florestais, endemismos, massa corporal e categorias taxonômicas nos diferentes fragmentos florestais.

3. RESULTADOS

3.1. Riqueza e composição de espécies

Considerando-se os nove fragmentos estudados, foram registradas 144 espécies de aves distribuídas em 34 famílias (Anexo 1). As famílias mais representativas na ordem Passeriformes foram Tyrannidae, com 23 espécies, Furnariidae (n=14) e Thraupidae (n=11) e entre não passeriformes destacaram-se Picidae (n=8), Trochilidae (n=7) e Accipitridae com seis espécies (Anexo 1).

Do total de espécies observadas, 58 apresentaram registros em todos os fragmentos amostrados, enquanto algumas foram exclusivas de cada fragmento, como *Harpagus diodon* para FRG e *Pyroderus scutatus* para Parolin (Anexo 1).

O mapeamento histórico realizado sobre a paisagem da região, com base em imagens dos anos de 1980, 2000 e 2010 demonstrou que a cobertura florestal correspondia a 1.656, 1.504 e 1.537 ha respectivamente, enquanto a área urbanizada perfazia 1.512, 1.521 e 1.982 ha (Anexos 2, 3 e 4).

O incremento de 33 ha na cobertura vegetal ocorrido entre 2000 e 2010 esteve relacionado a plantios realizados com espécies nativas como a bracatinga *Mimosa scabrella* (Mimosaceae) e exóticas (gêneros *Pinus* e *Eucalyptus*). Já o aumento da expansão das áreas antropizadas foi de apenas nove hectares entre 1980 e 2000, passando a 461 ha entre 2000 e 2010, demonstrando a continuidade da intensa ocupação humana nesta região.

As maiores reduções de cobertura florestal, entre anos de 1980 e 2010, ocorreram nos fragmentos FRG e Estre com 17,4 e 6,1 ha respectivamente (Tabela 1). Os fragmentos FB1 (5,7 ha) e Parolin (61,4 ha) mantiveram a mesma área, enquanto na REPAR houve um incremento de 10,2 ha, em sua maioria através do plantio de *M. scabrella*.

Considerando-se a imagem de 2010, os fragmentos apresentaram áreas variando entre 1,1 ha (FB1) e 64 ha (Parolin), sendo que houve uma correlação positiva entre maior riqueza e maior tamanho da área do fragmento, sendo a regressão linear significativa ($r^2=0,81$) (Figura 2).

Tabela 1. Tamanho dos fragmentos amostrados com base em imagens dos anos de 1980, 2000 e 2010. RA: Redução de área. Medidas em hectares.

	1980	2000	2010	RA
REPAR	41,8	52	52	-
FB1	5,7	5,7	5,7	-
FB2	1,9	1,9	1,8	0,1
FB6	1,3	1,3	1,1	0,2
FB7	2,6	2,6	1,9	0,7
FB8	6,6	6,6	6,3	0,3
Estre	41,7	36,1	35,6	6,1
Parolin	61,4	61,4	61,4	-
FRG	71,4	54	54	17,4

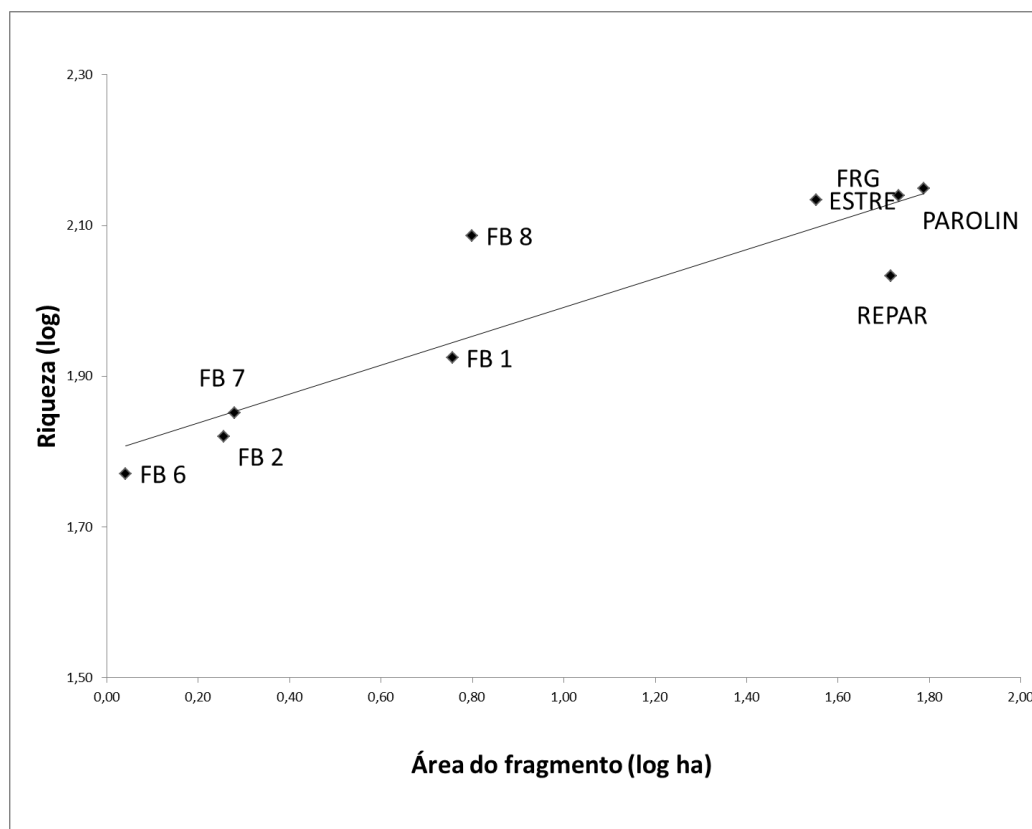


Figura 2. Relação entre a riqueza de aves (log) e a área (log ha) dos fragmentos estudados, com base em imagem do ano de 2010.

Os números de espécies Não Passeriformes, Passeriformes Suboscines e Oscines não apresentaram variação considerando-se os tamanhos das áreas dos fragmentos (Figura 3). Com relação ao endemismo, o número de espécies

não endêmicas da Mata Atlântica foi maior em todos os fragmentos estudados (Figura 4).

Já com relação ao grau de dependência florestal, as maiores riquezas de espécies dependentes foram registradas em fragmentos acima de cinco ha (Figura 5). Não foram observadas variações nas classes de massa corporal entre os fragmentos estudados (Figura 6).

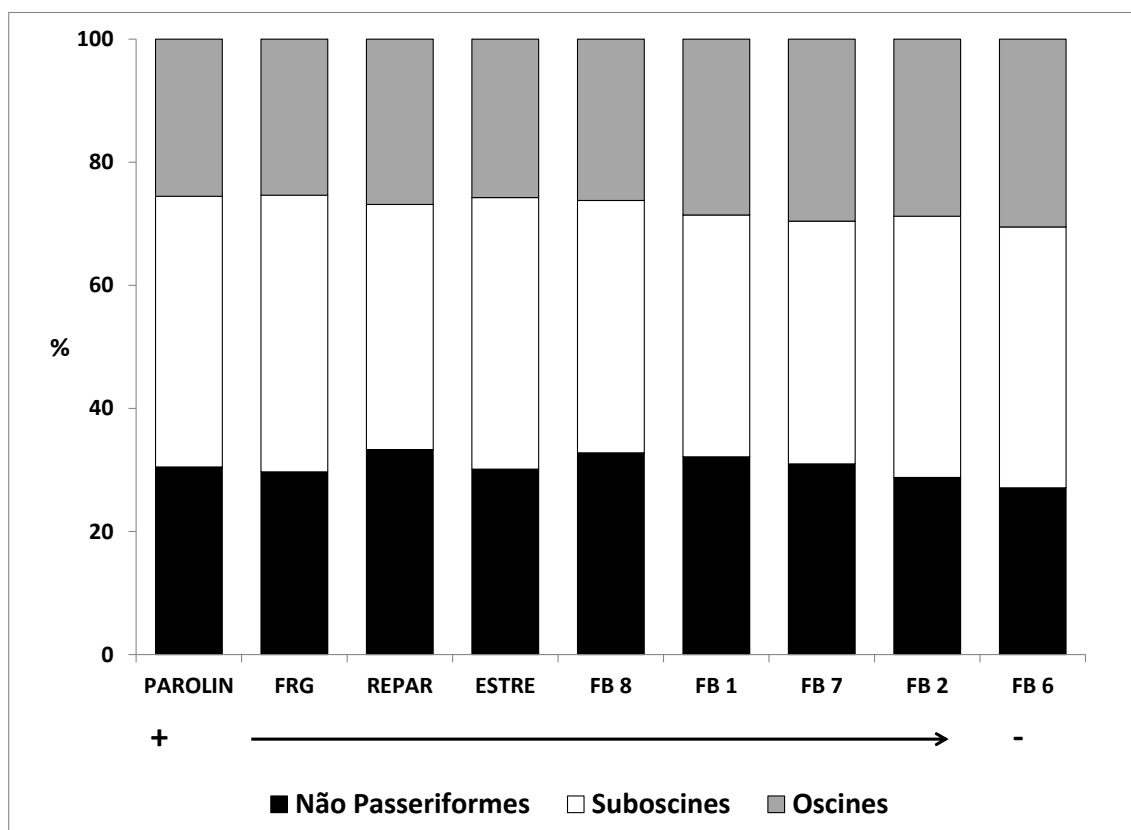


Figura 3. Número de espécies de aves não Passeriformes, Passeriformes Suboscines e Oscines nos fragmentos estudados. + → - Tamanho da área dos fragmentos.

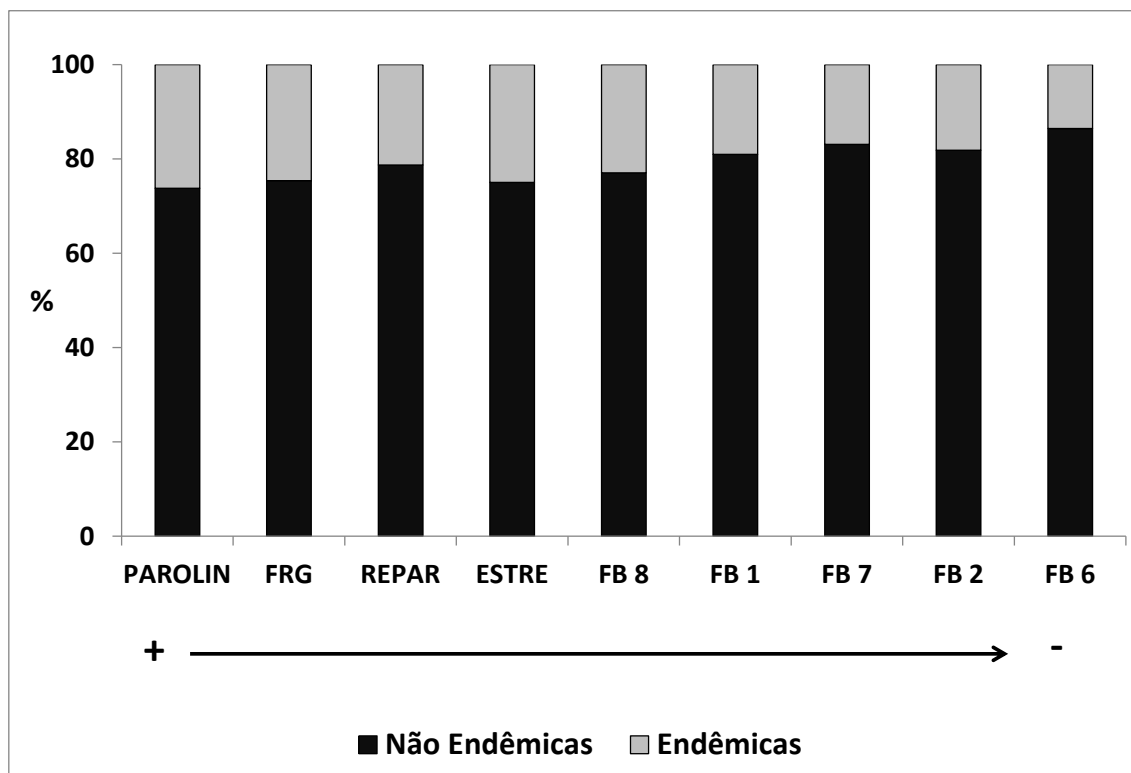


Figura 4. Número de espécies de aves não Endêmicas e Endêmicas nos fragmentos estudados. + → - Tamanho da área dos fragmentos.

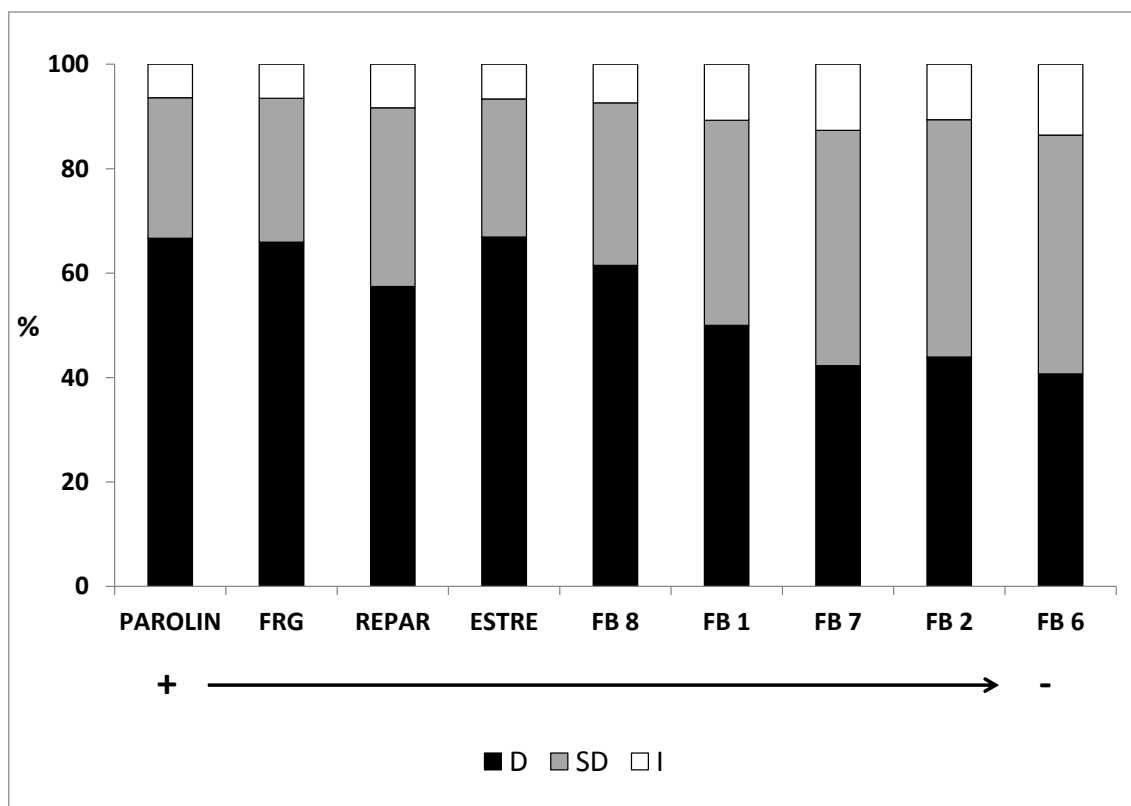


Figura 5. Número de espécies de aves (D) Dependentes de ambientes florestais, (SD) Semi dependentes e (I) Independentes nos fragmentos estudados. + → - Tamanho da área dos fragmentos.

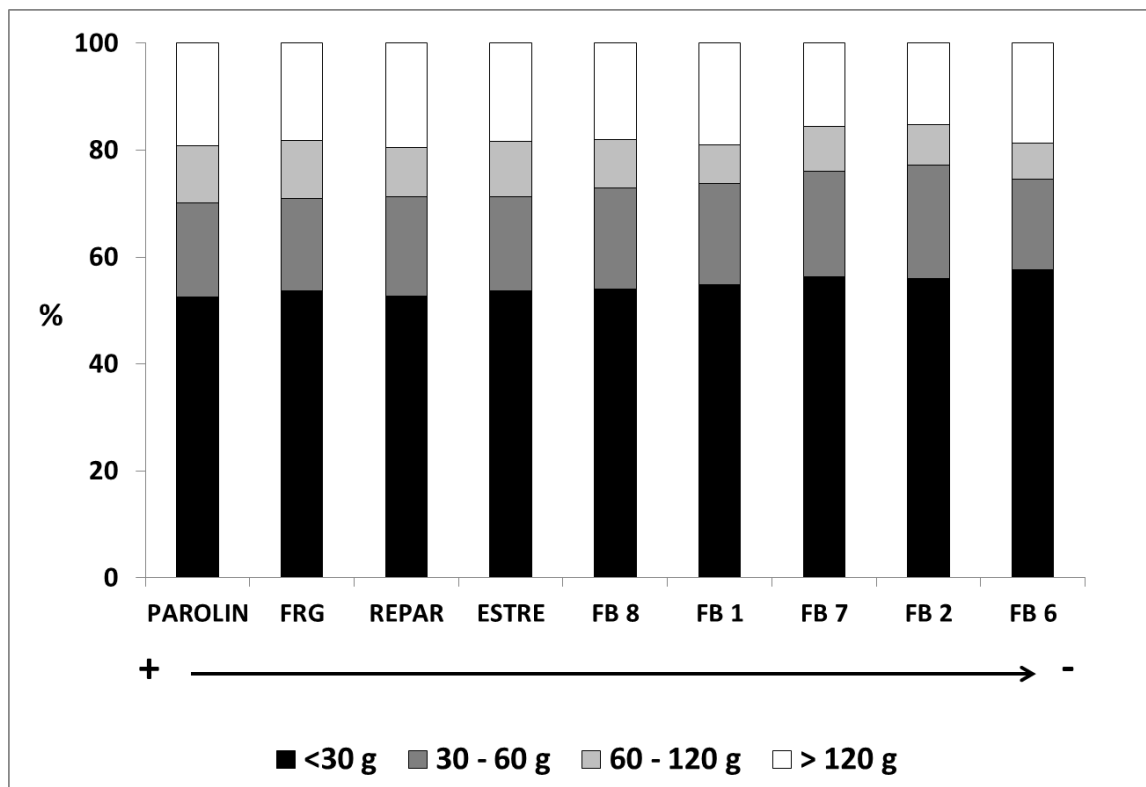


Figura 6. Número de espécies de aves em cada classe de massa corporal registrada nos fragmentos estudados. + → - Tamanho da área dos fragmentos.

A análise de ordenamento NMDS representou as diferenças existentes quanto à riqueza de espécies registradas nos fragmentos (Figura 7) e também em relação à sazonalidade (Figura 8).

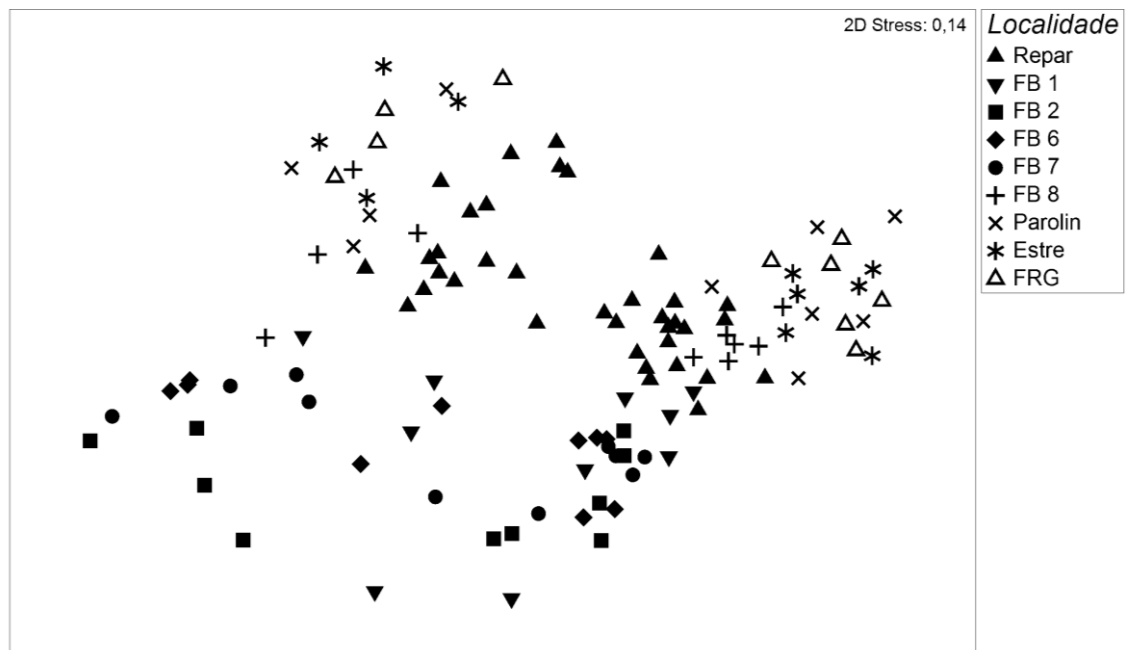


Figura 7. Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada em dados de riqueza de aves nos fragmentos florestais.

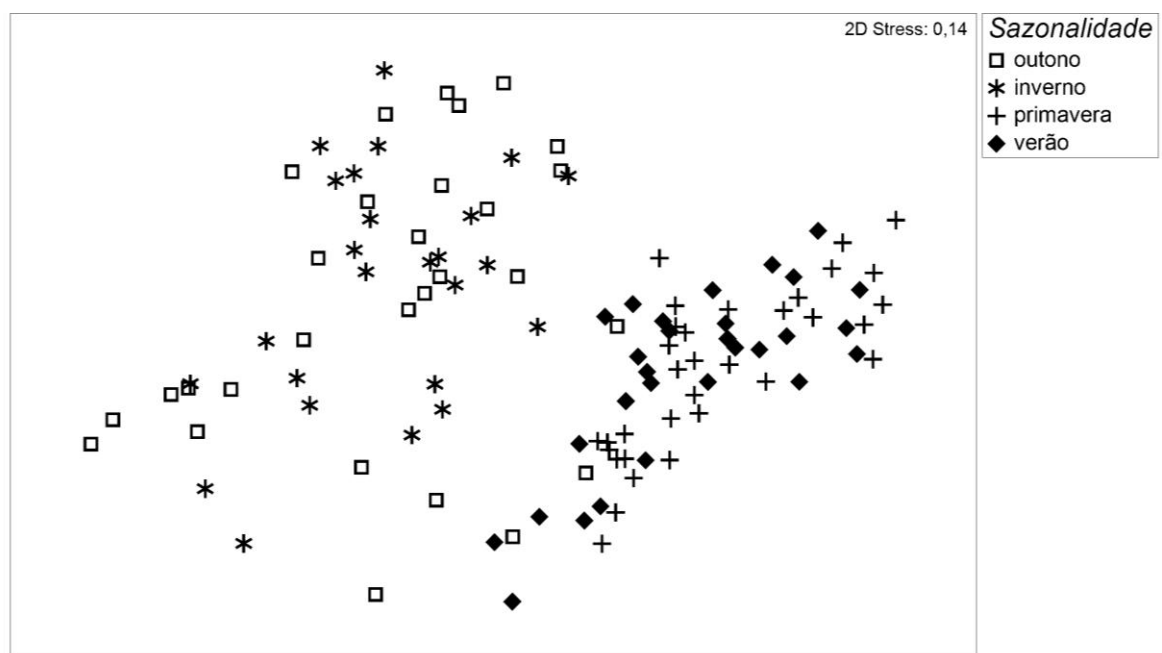


Figura 8. Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada em dados de riqueza de aves em relação à sazonalidade.

Segundo a análise de PERMANOVA houve diferença significativa na riqueza de aves entre os fatores fragmento florestal, sazonalidade e também na interação entre eles (Tabela 2).

Posterioriores comparações par a par indicaram diferenças significativas entre a REPAR e os demais fragmentos, entre FB1 e demais fragmentos, com exceção de FB7, entre os fragmentos FB2, FB6 e FB7 e os demais fragmentos acima de seis hectares, e também entre o FB8 e os fragmentos variando entre 16 e 54 ha (Tabela 3).

Tabela 2. PERMANOVA calculada a partir da matriz de similaridade de *Jaccard* para riqueza de aves nos fragmentos estudados. Itens em negrito representam diferenças significativas.

	GI	SQ	QM	F	P
Fragmento	8	30253	3781,7	7,1447	0,0002
Sazonalidade	3	35379	11793	22,281	0,0002
Fragmento X Sazonalidade	24	19804	825,15	1,559	0,0002
Resíduo	80	42344	529,29		
Total	115	1,3205E5			

Comparações par a par quanto ao fator sazonalidade demonstraram diferenças significativas entre todas as estações do ano (Tabela 4).

A interação entre os fatores fragmento florestal e sazonalidade foi significativa apenas para a REPAR, com exceção do outono/inverno e primavera/verão.

Tabela 3. PERMANOVA calculada a partir de comparações par a par entre a riqueza de aves e os fragmentos estudados. Itens em negrito representam diferenças significativas.

Fragmento	T	P	PU
REPAR X FB 1	3,1213	0,0002	4986
REPAR X FB 2	4,172	0,0002	4985
REPAR X FB 6	3,9572	0,0002	4984
REPAR X FB 7	3,8122	0,0002	4985
REPAR X FB 8	1,8588	0,0004	4983
REPAR X PAROLIN	2,7141	0,0002	4980
REPAR X ESTRE	3,114	0,0002	4984
REPAR X FRG	3,0411	0,0002	4979
FB 1 X FB 2	1,5411	0,0168	4987
FB 1 X FB 6	1,5752	0,0132	4986
FB 1 X FB 7	1,1473	0,2172	4983
FB 1 X FB 8	1,7848	0,0034	4981
FB 1 X PAROLIN	2,2247	0,0006	4984
FB 1 X ESTRE	2,4251	0,0002	4978
FB 1 X FRG	2,5327	0,0004	4983
FB 2 X FB 6	0,96294	0,492	4992
FB 2 X FB 7	0,80897	0,7448	4989
FB 2 X FB 8	2,4543	0,0004	4982
FB 2 X PAROLIN	2,8793	0,0002	4983
FB 2 X ESTRE	3,0811	0,0002	4982
FB 2 X FRG	3,1992	0,0002	4984
FB 6 X FB 7	0,83431	0,6776	4984
FB 6 X FB 8	2,6459	0,0006	4983
FB 6 X PAROLIN	2,9833	0,0002	4983
FB 6 X ESTRE	3,2817	0,0002	4972
FB 6 X FRG	3,4098	0,0002	4985
FB 7 X FB 8	2,2716	0,0008	4975
FB 7 X PAROLIN	2,6669	0,0004	4975
FB 7 X ESTRE	2,8458	0,0002	4985
FB 7 X FRG	3,025	0,0002	4978
FB 8 X PAROLIN	1,2947	0,0638	4982
FB 8 X ESTRE	1,5236	0,0088	4982
FB 8 X FRG	1,6254	0,0006	4975
PAROLIN X ESTRE	0,67052	0,94	4984
PAROLIN X FRG	0,66072	0,9356	4973
ESTRE X FRG	0,28346	0,9992	4982

Tabela 4. PERMANOVA calculada a partir de comparações par a par entre as estações do ano em relação à riqueza de aves. Itens em negrito representam diferenças significativas.

Sazonalidade	T	P	PU
Outono X Inverno	1,328	0,0436	4977
Outono X Primavera	5,8627	0,0002	4976
Outono X Verão	4,8252	0,0002	4979
Inverno X Primavera	6,578	0,0002	4984
Inverno X Verão	5,5327	0,0002	4988
Primavera X Verão	1,6342	0,0006	4983

De acordo com a análise de SIMPER, as maiores contribuições (>50%) para os todos os fragmentos foram de *Aramides saracura*, *Basileuterus culicivorus*, *B. leucoblepharus*, *Cyclarhis gujanensis*, *Cranioleuca obsoleta*, *Camptostoma obsoletum*, *Caracara plancus*, *Columbina talpacoti*, *Poospiza cabanisi*, *Piaya cayana*, *Patagioenas picazuro*, *Parula pitiayumi*, *Pitangus sulphuratus*, *Picumnus temminckii*, *Rupornis magnirostris*, *Stephanophorus diadematus*, *Thamnophilus caerulescens*, *Troglodytes musculus* e *Turdus rufiventris*. (Tabela 5).

Com relação à sazonalidade, além destas espécies, destacaram-se também *Elaenia flavogaster*, *E. parvirostris*, *Myiophobus fasciatus*, *Myiodynastes maculatus*, *Tyrannus melancholicus*, *Pachyramphus validus*, *Vireo olivaceus* e *Turdus amaurochalinus* na primavera/verão (Tabela 6).

Tabela 5. Resultados da análise de SIMPER para as espécies observadas com maior contribuição percentual nos fragmentos estudados.

Espécies	Repar (77,89%)	FB 1 (74,27%)	FB 2 (70,69%)	FB 6 (75,55%)	FB 7 (72,69%)	FB 8 (70,61%)	ESTRE (68,16%)	PAROLIN (67,48%)	FRG (67,86%)
<i>A. saracura</i>	2,28	2,79	3,72	3,34	3,38	2,35	2,07	2,15	2,04
<i>B. culicivorus</i>	2,28	2,79	3,72	3,34	3,38	2,35	2,07	2,15	2,04
<i>B. leucoblepharus</i>	2,28	2,79	2,89	1,87	2,54	2,35	2,07	2,15	2,04
<i>C. chrysopterus</i>	2,28	-	-	-	-	1,30	0,81	0,64	0,67
<i>C. gujanensis</i>	2,28	2,79	3,72	3,34	2,70	2,35	2,07	2,15	2,04
<i>C. obsoleta</i>	2,28	2,79	3,04	3,34	3,38	2,35	2,07	1,63	2,04
<i>C. obsoletum</i>	2,28	1,67	2,81	3,34	1,92	2,35	2,07	2,15	2,04
<i>C. plancus</i>	2,28	1,34	1,57	2,54	2,04	2,35	2,07	2,15	2,04
<i>C. talpacoti</i>	2,28	2,79	3,72	3,34	3,38	2,35	2,07	2,15	2,04
<i>P. cabanisi</i>	2,28	2,79	2,89	3,34	3,38	2,35	2,07	2,15	2,04
<i>P. cayana</i>	2,28	2,79	2,89	1,89	2,54	1,82	2,07	2,15	2,04
<i>P. picazuro</i>	2,28	2,79	3,72	3,34	3,38	2,35	2,07	2,15	2,04
<i>P. pitiayumi</i>	2,28	2,79	2,89	3,34	3,38	2,35	2,07	2,15	2,04
<i>P. sulphuratus</i>	2,28	2,79	3,72	3,34	3,38	2,35	2,07	2,15	2,04
<i>P. temminckii</i>	2,28	2,79	3,72	3,34	3,38	2,35	2,07	2,15	2,04
<i>R. magnirostris</i>	2,28	1,59	2,07	1,87	1,88	2,35	2,07	2,15	2,04
<i>S. diadematus</i>	2,28	0,83	1,56	2,04	1,41	2,35	2,07	2,15	2,04
<i>T. albicollis</i>	2,28	1,21	-	1,31	0,99	2,35	2,07	2,15	2,04
<i>T. caerulescens</i>	2,28	2,79	3,72	3,34	3,38	2,35	2,07	2,15	2,04
<i>T. musculus</i>	2,28	2,79	3,72	3,34	2,70	2,35	2,07	2,15	2,04
<i>T. rufiventris</i>	2,28	2,79	3,72	3,34	3,38	2,35	2,07	2,15	2,04
<i>V. spilogaster</i>	2,28	2,79	-	2,02	2,79	1,81	2,07	2,15	1,55

Tabela 6. Resultados da análise de SIMPER para as espécies observadas com maior contribuição percentual em relação à sazonalidade.

Espécies	Outono (70,41%)	Inverno (73,51%)	Primavera (77,90%)	Verão (76,59%)
<i>A. saracura</i>	3,46	3,30	1,84	1,97
<i>B. culicivorus</i>	3,46	3,30	1,84	1,97
<i>B. leucoblepharus</i>	2,62	3,08	1,84	1,97
<i>C. obsoletum</i>	2,27	2,76	1,84	1,80
<i>C. gujanensis</i>	3,22	3,30	1,84	1,97
<i>C. lineata</i>	2,64	1,95	1,71	1,39
<i>C. obsoleta</i>	3,46	3,03	1,71	1,97
<i>C. talpacoti</i>	3,46	3,30	1,84	1,97
<i>E. flavogaster</i>	-	-	1,84	1,97
<i>E. parvirostris</i>	-	-	1,84	1,83
<i>F. rufus</i>	3,46	3,30	1,84	1,97
<i>M. maculatus</i>	-	-	1,72	1,82
<i>M. fasciatus</i>	-	-	1,84	1,97
<i>P. cabanisi</i>	3,46	2,99	1,84	1,97
<i>P. cayana</i>	2,67	2,69	1,84	1,97
<i>P. picazuro</i>	3,46	3,30	1,84	1,97
<i>P. pitayumi</i>	3,46	2,99	1,84	1,97
<i>P. sulphuratus</i>	3,46	3,30	1,84	1,97
<i>P. temminckii</i>	3,46	3,30	1,84	1,97
<i>P. validus</i>	-	-	1,84	1,83
<i>R. magnirostris</i>	1,02	3,30	1,84	1,97
<i>T. albicollis</i>	1,23	2,41	1,72	1,81
<i>T. amaurochalinus</i>	-	-	1,84	1,97
<i>T. caerulescens</i>	3,46	3,30	1,84	1,97
<i>T. melancholicus</i>	-	-	1,84	1,97
<i>T. musculus</i>	3,22	3,30	1,84	1,97
<i>T. rufiventris</i>	3,46	3,30	1,84	1,97
<i>T. sayaca</i>	3,22	3,03	1,62	1,97
<i>V. olivaceus</i>	-	-	1,84	1,82
<i>Z. capensis</i>	3,46	3,30	1,84	1,97

A análise de ordenamento de NMDS representou as diferenças existentes quanto à riqueza de guildas registradas nos fragmentos (Figura 9) e também em relação à sazonalidade (Figura 10).

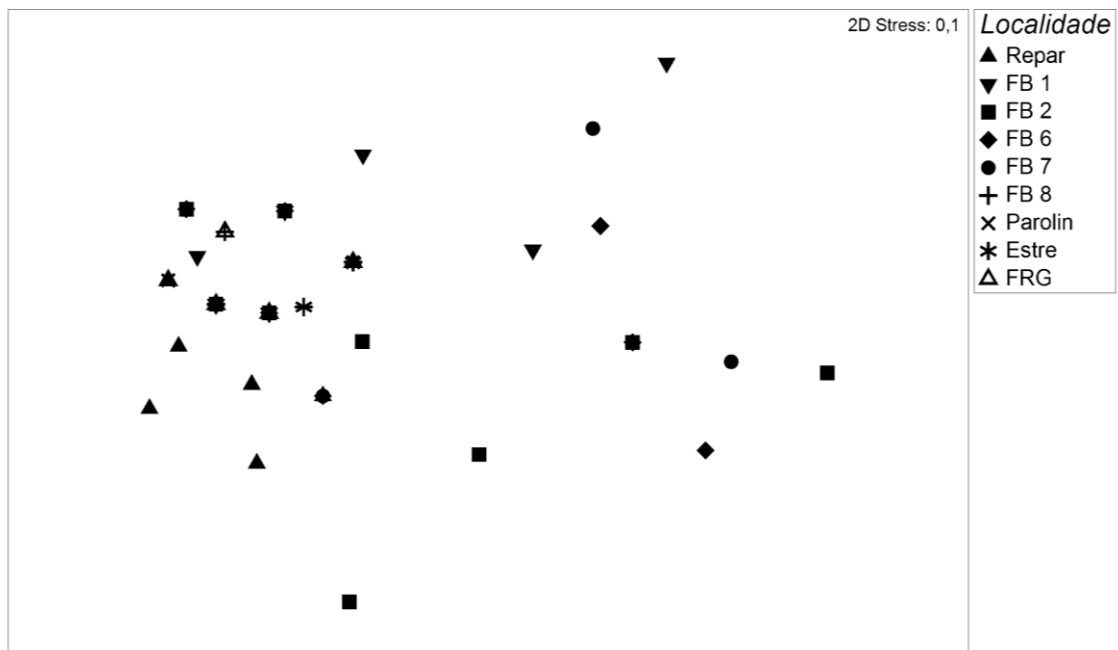


Figura 9. Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada nas guildas de aves nos fragmentos estudados.

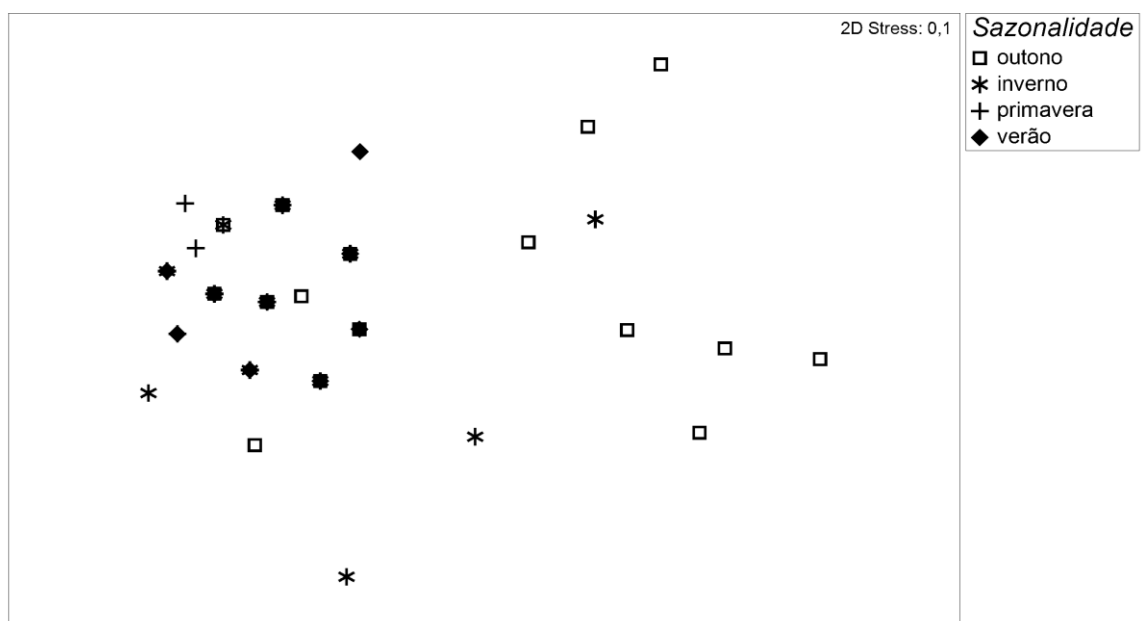


Figura 10. Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada nas guildas de aves em relação à sazonalidade.

Segundo a análise de PERMANOVA, houve diferença significativa na riqueza de guildas entre os fatores fragmento florestal, sazonalidade e também na interação entre eles (Tabela 7). Posteriores comparações par a par indicaram diferenças significativas entre a REPAR e os demais fragmentos, e

entre os fragmentos FB2, FB6 e FB7 e os demais fragmentos acima de seis ha (Tabela 8).

Comparações par a par quanto ao fator sazonalidade demonstraram diferenças significativas entre todas as estações do ano, com exceção do outono/inverno (Tabela 9). A interação entre os fatores fragmento florestal e sazonalidade foi significativa apenas para a REPAR, entre o outono e inverno ($T=2,1101$; $P=0,0156$; $PU=176$).

Tabela 7. PERMANOVA calculada a partir da matriz de similaridade de *Jaccard* para as guildas de aves nos fragmentos estudados. Itens em negrito representam diferenças significativas.

	GI	SQ	QM	F	P
Fragmento	8	1778,8	222,35	4,5261	0,0002
Sazonalidade	3	1675,9	558,65	11,372	0,0002
Fragmento X Sazonalidade	24	1855,8	77,326	1,574	0,0226
Resíduo	80	3930,1	49,127		
Total	115	9460,2			

Tabela 8. PERMANOVA calculada a partir de comparações par a par entre as guildas de aves e os fragmentos estudados. Itens em negrito representam diferenças significativas.

Fragmento	T	P	PU
REPAR X FB 1	3,1045	0,0004	4992
REPAR X FB 2	3,4751	0,0002	4991
REPAR X FB 6	3,1973	0,0002	4992
REPAR X FB 7	3,0169	0,0004	4991
REPAR X FB 8	2,4081	0,004	4992
REPAR X PAROLIN	2,2624	0,0082	4992
REPAR X ESTRE	1,8498	0,0382	4987
REPAR X FRG	2,3582	0,0008	4993
FB 1 X FB 2	0,79539	0,603	4992
FB 1 X FB 6	1,0706	0,3428	4990
FB 1 X FB 7	0,79457	0,5584	4987
FB 1 X FB 8	1,5392	0,1248	4990
FB 1 X PAROLIN	1,7072	0,0978	4989
FB 1 X ESTRE	1,4608	0,1538	4982
FB 1 X FRG	1,7424	0,0848	4992
FB 2 X FB 6	0,56625	0,762	4889
FB 2 X FB 7	0,41878	0,8082	4992
FB 2 X FB 8	2,5355	0,0012	4991
FB 2 X PAROLIN	2,5415	0,0026	4985
FB 2 X ESTRE	2,2924	0,0046	4985
FB 2 X FRG	2,6008	0,0012	4994
FB 6 X FB 7	0,52384	0,7508	4993
FB 6 X FB 8	2,1175	0,0136	4985
FB 6 X PAROLIN	2,2604	0,0136	4990
FB 6 X ESTRE	2,0209	0,0282	4987
FB 6 X FRG	2,3242	0,0104	4988
FB 7 X FB 8	2,2059	0,007	4992
FB 7 X PAROLIN	2,2838	0,014	4994
FB 7 X ESTRE	1,9607	0,0362	4992
FB 7 X FRG	2,4234	0,0104	4994
FB 8 X ESTRE	0,5347	0,7328	4992

Tabela 9. PERMANOVA calculada a partir de comparações par a par entre as estações do ano em relação às guildas de aves. Itens em negrito representam diferenças significativas.

Sazonalidade	T	P	PU
Outono X inverno	1,3124	0,185	4996
Outono X Primavera	4,785	0,0002	4988
Outono X Verão	3,4685	0,0004	4992
Inverno X Primavera	4,3743	0,0002	4997
Inverno X Verão	2,4918	0,0024	4987
Primavera X Verão	2,269	0,0084	4993

As guildas mais representativas (SIMPER) foram onívoros, insetívoros e carnívoros. De acordo com a análise de SIMPER, as maiores contribuições (>50%) para os todos os fragmentos foram de onívoros (FOc, POc, POei, OFbi), insetívoros (Itg, Pls, lbb, lem, Aeb) e carnívoros (Cd e Cdaa) (Tabela 10).

Com relação à sazonalidade, além destas guildas destacaram-se Pleb (Pequenos insetívoros de estrato baixo), lem (Insetívoros de estrato médio) e Plc (Pequenos insetívoros de copa) no outono e GFs (Grandes frugívoros de solo) na primavera (Tabela 11).

Tabela 10. Resultados da análise de SIMPER para as guildas observadas com maior contribuição percentual nos fragmentos estudados. **Guildas:** **FOc** (Grandes frugívoros e onívoros de copa), **POc** (Pequenos onívoros de copa), **POei** (Pequenos onívoros de estrato inferior), **OFbi** (Onívoros ou frugívoros de borda e interior), **Cd** (Carnívoros diurnos), **Cdaa** (Carnívoros diurnos de áreas abertas), **Itg** (Insetívoros de tronco e galho), **Aeb** (Aves de estrato baixo comedoras de grandes artrópodes), **Pls** (Pequenos insetívoros de solo), **lbb** (Insetívoros de bambusais ou densas brenhas), **Pleb** (Pequenos insetívoros de estrato baixo), **lem** (Insetívoros de estrato médio).

Guildas	Repar (96,31%)	FB 1 (93,07%)	FB 2 (89,93%)	FB 6 (92,03%)	FB 7 (92,70%)	FB 8 (97,06%)	Estre (97,08%)	Parolin (96,54%)	FRG (97,37%)
FOc	5,35	5,96	6,51	6,24	6,06	5,29	5,28	5,27	5,24
POc	5,35	5,96	-	6,24	-	5,29	5,28	5,27	5,24
POei	5,35	-	-	-	-	5,29	5,28	5,27	5,24
OFbi	5,35	5,96	6,51	6,24	6,06	5,29	5,28	5,27	5,24
Cd	5,35	-	-	-	-	5,29	5,28	5,27	5,24
Cdaa	5,35	-	-	6,24	6,06	5,29	5,28	5,27	5,24
Itg	5,35	5,96	6,51	6,24	6,06	5,29	5,28	5,27	5,24
Aeb	5,35	5,96	6,51	6,24	6,06	5,29	5,28	5,27	5,24
Pls	5,35	5,96	-	-	6,06	5,29	5,28	5,27	5,24
lbb	-	5,96	6,51	6,24	6,06	-	-	-	-
Pleb	-	5,96	6,51	6,24	6,06	-	-	-	-
lem	-	-	6,51	-	-	-	-	-	-

Tabela 11. Resultados da análise de SIMPER para as guildas observadas com maior contribuição percentual em relação à sazonalidade. **Guildas:** **FOc** (Grandes frugívoros e onívoros de copa), **OFbi** (Onívoros ou frugívoros de borda e interior), **Itg** (Insetívoros de tronco e galho), **Aeb** (Aves de estrato baixo comedoras de grandes artrópodes), **Pleb** (Pequenos insetívoros de estrato baixo), **Ibb** (Insetívoros de bambusais ou densas brenhas), **Iem** (Insetívoros de estrato médio), **Plc** (Pequenos insetívoros de copa), **POc** (Pequenos onívoros de copa), **Cd** (Carnívoros diurnos), **GFs** (Grandes frugívoros de solo), **Cdaa** (Carnívoros diurnos de áreas abertas), **Pls** (Pequenos insetívoros de solo).

Guildas	Outono (91,90%)	Inverno (94,25%)	Primavera (97,64%)	Verão (96,36%)
FOc	6,20	5,79	5,19	5,33
OFbi	6,20	5,79	5,19	5,33
Itg	6,20	5,79	5,19	5,33
Aeb	6,20	5,79	5,19	5,33
Pleb	6,20	5,79	-	5,33
Ibb	6,20	5,79	-	-
Iem	6,20	-	-	-
Plc	6,20	-	-	-
POc	-	5,79	5,19	5,33
Cd	-	5,79	5,19	5,33
GFs	-	-	5,19	-
Cdaa	-	-	5,19	5,33
Pls	-	-	5,19	5,33

4. DISCUSSÃO

A riqueza de espécies registradas nos diferentes fragmentos amostrados seguiu um padrão similar de estudos realizados na Mata Atlântica no sul do Brasil (e.g Marterer, 1996; Abe, 1997; Gimenes & Anjos, 2000; Roos, 2002; Carrano, 2006; Galina & Gimenes, 2006; Kaminski & Carrano, 2006; Bispo & Scherer-Neto, 2010).

Com relação a outros estudos desenvolvidos em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista no estado do Paraná (Anjos, 1990; Anjos & Graf, 1993; Abe, 1997; Kaminski & Carrano, 2006; Bispo & Scherer-Neto, 2010) os resultados obtidos apresentaram diferenças quanto à riqueza, embora as áreas estudadas possuam características ambientais similares, principalmente quanto à estrutura florestal (estágios sucessionais e de conservação), efeitos de borda e proximidade com outros ambientes abertos (naturais e antropizados). Tais

diferenças podem ser determinadas principalmente pelas características ambientais intrínsecas de cada fragmento estudado (composição e estrutura vegetacional, tamanho do fragmento) e metodológicas (esforço amostral).

O número de espécies de aves esteve correlacionado positivamente com o tamanho dos fragmentos, corroborando com outros estudos realizados (Turner, 1996; Anjos & Bóçon, 1999; Marini, 2001). Além disso, o número de espécies dependentes de ambientes florestais foi menor nos fragmentos isolados e com área inferior a cinco hectares. Trabalhos conduzidos em fragmentos florestais de até 600 ha, no norte do estado do Paraná, registraram baixo número de espécies de aves em fragmentos que tenham sofrido alta perturbação antrópica ou que sejam bastante isolados de outras florestas. Neles também houve preponderância de espécies generalistas, que utilizam tanto a floresta como a área aberta ao redor, em detrimento daquelas restritas às florestas (Anjos *et al.* 1997; Gimenes & Anjos, 2000).

Na sua grande maioria, as aves registradas no presente estudo referem-se a espécies comuns, abundantes e com ampla distribuição geográfica no Paraná e outros estados brasileiros (Sick, 1997; Van Perlo, 2009; Sigrist, 2009), bem como nenhuma espécie é considerada ameaçada de extinção em nível estadual ou nacional.

A massa corporal das espécies, não apresentou variação entre os diferentes fragmentos amostrados. Este resultado corrobora com os estudos realizados por Anjos (2006) e Uezu (2006) os quais também não encontraram uma tendência clara de maior sensibilidade para espécies de maior porte. Brown & Sullivan (2005), por sua vez, observaram que as espécies de aves florestais maiores e menores tenderam a sofrer redução populacional ou desaparecer localmente devido à fragmentação florestal, enquanto as de tamanho intermediário apresentaram o padrão oposto.

É possível que uma maior tendência à extinção e redução populacional das espécies de grande porte possa estar, em grande parte, associada à pressão de caça e captura (Lees & Peres, 2008), que tende a ser severa sobre espécies maiores, especialmente de frugívoras como cracídeos, tinamídeos e psitacídeos (Galetti *et al.* 1997; Gillespie, 2001; Pizo, 2001; Peres & Palacios, 2007; Urquiza-Haas *et al.* 2009). Na região de estudo, *Odontophorus capueira*,

encontra-se possivelmente extinto pela caça ilegal, associada à perda de habitat. Estes fatores também incidem sobre outras aves cinegéticas de maior porte como *Crypturellus obsoletus* e *Penelope obscura*, o primeiro não registrado nos fragmentos amostrados menores que cinco hectares.

Quanto à influência da sazonalidade na riqueza das espécies, os meses mais quentes de primavera/verão tiveram a maior representatividade, corroborando com diversos estudos efetuados na Mata Atlântica do sul do Brasil (Anjos & Graf, 1993; Marterer, 1996; Gimenes & Anjos, 2000; Carrano, 2006; Bispo & Scherer-Neto, 2010). Segundo (Sick, 1997) neste período a maior parte das espécies de aves brasileiras estabelece seu período reprodutivo, adaptado ao regime de chuvas e alimentação. Ademais, este aumento na riqueza também esteve relacionado ao aporte de espécies migrantes de verão, principalmente da família Tyrannidae.

As guildas que apresentaram as maiores contribuições (>50%) para todos os fragmentos foram de onívoros (FOc, POc, POei, OFbi), insetívoros (Itg, Pls, Ibb, Iem, Aeb) e carnívoros (Cd e Cdaa), representadas principalmente por espécies com alta plasticidade ecológica em relação à flexibilidade no uso de habitat (Sekercioglu *et al.*, 2002; Stouffer & Bierregaard Jr 1995; Newmark, 1991; Laurance *et al.* 1997; McKinney, 1997; Anjos 2006; Uezu, 2006). Aves frugívoras e insetívoras especializadas são consideradas particularmente mais sensíveis aos efeitos da fragmentação florestal (Willis, 1979; Kattan *et al.* 1994; Stouffer & Bierregaard Jr, 1995; Bierregaard Jr & Stouffer, 1997; Goerck, 1997).

Várias são as hipóteses propostas para explicar o declínio de frugívoros e insetívoros especializados em áreas desmatadas ou fragmentadas, contudo não há consenso sobre elas. Espécies frugívoras dependem da oferta de frutos em todas as épocas do ano (Willis, 1979) e a manutenção de suas populações depende da configuração da paisagem e qualidade dos fragmentos. Ressalta-se que durante o estudo foram registrados alguns frugívoros de médio e grande porte como *Penelope obscura*, *Trogon surrucura*, *Ramphastos dicolorus*, *Procnias nudicollis* e *Pyroderus scutatus*, os quais aparentemente deslocam-se sazonalmente entre diferentes fragmentos em busca de alimento.

Com relação aos insetívoros, o desmatamento pode empobrecer a fauna de insetos e reduzir alguns micro-habitats importantes (Sodhi *et al.* 2004). Outra explicação frequente para a diminuição de insetívoros refere-se à baixa capacidade de dispersão e a nidificação próxima ao solo (Stouffer & Bierregaard Jr, 1995; Sodhi *et al.* 2004). Willis (1974) cita justamente a guilda de insetívoros de sub-bosque como as espécies com maior dificuldade em dispersar e recolonizar novas áreas.

Em termos conservacionistas, há evidências consistentes de que fragmentos florestais de pequeno porte suportam apenas parcialmente a comunidade de aves originais do local, escasseando aquelas espécies mais sensíveis às modificações ambientais (Gimenes & Anjos, 2003). Pequenos fragmentos tendem a convergir na composição de espécies, suportando aquelas mais comuns localmente, que sobrevivem bem em habitats alterados (Warburton, 1997). Como afirmou Whitmore (1997), a sobrevivência de várias espécies em fragmentos pode ser um fenômeno temporário, já que suas populações podem ser muito pequenas e por isso não serem viáveis em longo prazo. Assim, pequenos fragmentos, normalmente, não são auto sustentáveis, com o aumento dos processo de extinção no decorrer do tempo (Viana *et al.* 1997).

5. CONCLUSÃO

A riqueza e composição da avifauna nos fragmentos estudados refletem o longo histórico de alterações antrópicas ocorrido, estando atualmente representada por espécies comuns, de ampla distribuição geográfica e alta plasticidade ambiental, sendo exceção *Spizaetus tyrannus*, *Clibanornis dendrocolaptoides*, *Procnias nudicollis*, *Pyroderus scutatus* e *Saltator maxillosus*. A configuração da paisagem local, formando um mosaico de ambientes naturais e antrópicos, com maior relevância destes últimos, é determinante para a maior representatividade destas espécies, influenciando consequentemente as guildas funcionais.

Contudo, a ausência de estudos pretéritos com aves dificulta e/ou impossibilita uma melhor compreensão da real perda de espécies na região, que possa ter sido determinada pela supressão e fragmentação dos ambientes naturais, e, em alguns casos, através da caça ilegal de espécies florestais (e.g. *Odontophorus capueira*) e também campestres (*Rhynchotus rufescens* e *Nothura maculosa*). No caso específico de *O. capueira*, esta espécie encontra-se possivelmente extinta nesta região, assim como *Crypturellus obsoletus* e *Penelope obscura* aparentemente já desapareceram de diversos fragmentos com tamanho reduzido (principalmente aqueles menores que cinco hectares).

Embora os fragmentos de maior tamanho e com melhor estrutura vegetacional tenham apresentado também as maiores riquezas, com base no conhecimento de aves dessa região, o número poderia ser ainda mais elevado. É possível que a ausência de algumas espécies florestais seja reflexo direto das alterações ambientais, principalmente relacionadas ao isolamento destes fragmentos e alterações mais drásticas e sucessivas em seu sub-bosque (corte da vegetação e incêndios).

Por sua vez, nos fragmentos de menor porte, uma combinação de fatores temporais, efeitos de borda, maior grau de isolamento e matriz antropizada, poderão acelerar a perda de espécies. O desaparecimento destes fragmentos, não representam ameaças somente às espécies já isoladas, mas também àquelas que os utilizam como trampolins ecológicos, facilitando seus deslocamentos na extensa paisagem fragmentada desta região.

Considerando-se o contexto espacial e temporal, associado à continuidade na ocupação antrópica (principalmente através da urbanização) são esperadas novas perdas locais de espécies, principalmente daquelas que apresentam maiores exigências ambientais, menor plasticidade ecológica, baixa densidade, tamanhos populacionais reduzidos e reduzida capacidade de voo (e.g. alguns passeriformes de sub-bosque).

REFERÊNCIAS

- Abe L. M. 1997. Estudo da avifauna e remanescentes contíguos a reflorestamentos com *Pinus elliottii* Engelm, 1880. **Estudos de Biologia** 41:37-60.
- Aleixo, A. 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. **Condor** 101(3):537-548.
- Aleixo, A.; Vielliard, J.M.E. 1995. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 12(3):493-511.
- Anjos, L. 1990. Distribuição de aves em uma floresta de araucária da cidade de Curitiba (sul do Brasil). **Acta Biologica Paranaense** 19(1-4):51-63.
- Anjos L. 2004 Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic Forest. **Annals of Brazilian Academy of Sciences** 76:429-434.
- Anjos L. 2006. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. **Biotropica** 38:229-234.
- Anjos, L.; Bóçon, R. 1999. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. **Wilson Bulletin** 111(3):397-414.
- Anjos, L.; Graf, V. 1993. Riqueza de aves da Fazenda Santa Rita, região dos campos gerais, Palmeira, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 10(4):673-693.
- Anjos, L.; Bochio, G.M.; Silva, J.V.C.E.; Mccrate, G., 2009. Sobre o uso de níveis de sensibilidade de aves à fragmentação florestal na Avaliação da Integridade Biótica: um estudo de caso no norte do Estado do Paraná, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia** 17:28-36.
- Anjos L.; Collins C. D.; Holt, R. D.; Volpato, G. H.; Mendonça, L. B.; Lopes, E. V.; Bóçon, R., Bisheimer, M. V.; Serafini, P. P.; Carvalho, J. 2011. Bird species abundance-occupancy patterns and sensitivity to Forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation** 144:2213-2222.
- Antongiovanni, M.A.; Metzger, J.P. 2005. Matrix permeability effect on inter-habitat migration of insectivorous bird species. **Biological Conservation** 122:441-451.
- Assis, C. P de.; Raposo, M. A.; Parrini, R. 2007. Validação de *Poospiza cabanisi* Bonaparte, 1850 (Passeriformes: Emberizidae). **Revista Brasileira de Ornitologia** 15(1):103-112.
- Barlow, J.; Peres, C.A.; Henriques, L.M.P.; Stouffer, P.C.; Wunderle, J.M. 2006. The responses of understorey birds to forest fragmentation, logging and wildfires: An Amazonian synthesis. **Biological Conservation** 128:182-192.

- Barlow, J.; Mestre, L. A. M.; Gardner, T.A.; Peres, C.A. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. **Biological Conservation** 136:212-231.
- Bibby, C.J.; Burgess, N.D.; Hill, D.A. 1992. **Birds Census Techniques**. Academy Press, 257 p.
- Bierregaard Jr, R.O.; Lovejoy, T.E. 1989. Effect of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. **Acta Amazonica** 19:215-241.
- Bierregaard Jr, R.O.; Lovejoy, T.E.; Kapos, V.; Santos, A.A.; Hutchings, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rain Forest fragments. **Bioscience** 42:859-866.
- Bierregaard Jr, R.O.; Stouffer, P.C. 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian Rainforests. In: Laurance, W.F., Bierregaard Jr, R.O (eds): **Tropical Forest Remnants**. University of Chicago Press, Chicago. p.138-155.
- Bispo, A.A.; Scherer-Neto, P. 2010. Taxocenose de aves em um remanescente da Floresta com Araucária no Sudeste do Paraná, Brasil. **Biota Neotropical** 10(1):121-130.
- Brooks, D.M.; Pando-V, L.; Ocmin-P, A. 1999. Comparative behavioral ecology of cotingas in the northern Peruvian Amazon. **Ornitologia Neotropical** 10:193-206.
- Brown, P.; Sullivan, P. J. 2005. Avian community composition in isolated forest fragments: a conceptual revision. **Oikos** 111:1-8.
- Carrano, E. 2006. **Composição e Conservação da Avifauna na Floresta Estadual do Palmito, município de Paranaguá, Paraná**. Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais. Curitiba: UFPR 125 p.
- CBRO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos). 2011. **Lista de Aves do Brasil**. Disponível em www.cbro.org.br. Acesso em 25/01/2011.
- Christiansen, M.B.; Pitter, E. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. **Biology Conservation** 80:23-32.
- Costa, F.; Magnusson, W.E. 2002. Selective logging effects on abundance, diversity and composition of tropical understory herbs. **Ecological Applications** 12:807-819.
- Croonquist, M.J.; Brooks, R.P. 1991. Use of avian and mammalian guilds as indicators of cumulative impacts in riparian-wetland areas. **Environmental Management** 15:701-714.
- Diamond, J.M. 1981. Flightlessness and the fear of flying in island species. **Nature** 293:507-508.
- Diamond, J.M.; Bishop, K.D.; Balen, S.V. 1987. Bird survival in an isolated Javan Woodland: island or mirror? **Conservation Biology** 1:132-142.
- Didham, R.K.; Hammond, P.M.; Lawton, J.H.; Eggleton, P.; Stork, N.E. 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. **Ecological Monographs** 68(3):295-323.

- Didham, R.K.; Tylianakis, J.M.; Gemmell, N.J.; Rand, T.A.; Ewers, R.M. 2007. Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. **Trends in Ecology and evolution** 22:489-496.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics** 34:487-415.
- Fernandez, F.A.S. 1997. Efeitos da fragmentação de ecossistemas: a situação das Unidades de Conservação. In: **Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**. Volume I (Conferências e Palestras). Curitiba, Paraná. p. 46-48
- Fischer, R. A.; Williams, M.; Costa, A. L. da; Malhi, Y.; Costa, R. F. da; Almeida, S.; Meir P. 2007. The response of an Eastern Amazonian rain forest to drought stress: results and modelling analyses from a throughfall exclusion experiment. **Global Change Biology** 13:1-18.
- Fonseca, C.R.; Ganade, G.; Baldissera, R.; Becker, C.G.; Boelter, C.R.; Brescovit, A.D.; Campos, L.M.; Fleck, T.; Fonseca, V.S.; Hartz, S.M.; Jones, F.; Kaffer, M.I.; LealZanchet, A.M.; Marcelli, M.P.; Mesquita, A.S.; Mondin, C.A.; Paz, C.P.; Petry, M.V.; Piovezan, F.N.; Putzke, J.; Stranz, A.; Vergara, M.;Vieira, E.M. 2009. Towards an ecologically sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation** 142:1144-1154.
- Galetti, M.; Martuscelli, P.; Olmos, F.; Aleixo, A. 1997. Ecology and conservation of the jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic forest of Brazil. **Biological Conservation** 82:31-39.
- Galina, A.; Gimenes, M.R. 2006. Riqueza, composição e distribuição espacial da comunidade de aves em um fragmento florestal urbano em Maringá, Norte do Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences** 28(4):379-388.
- Gardner, T.A.; Barlow, J.; Chazdon, R.L.; Ewers, R.M.; Harvey, C.A.; Peres, C.A.; Sodhi, N.S. 2009. Prospects of tropical forest biodiversity in a huma-modified world. **Ecology Letters** 12:561-582.
- Gillespie, T. W. 2001. Application of extinction and conservation theories for forest birds in Nicaragua. **Conservation Biology** 15:699-709.
- Gimenes, M.R.; Anjos, L. dos. 2000. Distribuição espacial de aves em um fragmento florestal do campus da Universidade Estadual de Londrina, norte do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 17(1):263-271.
- Giraud, A.R.; Matteucci, S.D.; Alonso, J.; Herrera, J.; Abramson, R.R. 2008. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. **Biodiversity and Conservation** 17:1251-1265.
- Goerck, J.M. 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. **Conservation Biology** 11:112-118.

- Hanski, I.; Wirta, H.; Nyman, T.; Rahagala, P. 2008. Resource shifts in Malagasy dung beetles: contrasting processes revealed by dissimilar spatial genetic patterns. **Ecology Letters** 11(11):1208-1215.
- IPARDES. 2012. **Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social**. Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral, Governo do Estado do Paraná. Disponível em www.ipardes.gov.br
- Kaminski, N.; Carrano, E. 2006. Avifauna da Serra do Cabral e áreas adjacentes, Tijucas do Sul, Paraná. **Estudos de Biologia** 28(64):119-128.
- Karr, J.R. 1982. Avian extinction on Barro Colorado Island, Panama: a reassessment. **The American Naturalist**. 119:220-239.
- Karr, J.R. 1990 . Avifauna of Barro Colorado Island and the Pipeline Road, Panama. In: Gentry, A.H. (eds): **Four tropical rainforest** 183-198. Yale University press, New Haven, Conn.
- Kattan, G.H.; Alvarez-López, H.; Giraudo, M. 1994. Forest fragmentation and Bird extinction: San Antonio eighty years later. **Conservation Biology** 8(1):138-146.
- Lande, R. 1987. Extinction thresholds in demographic models of territorial populations. **The American Naturalist** 130:624.
- Laurance, W.F. 1997. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: Laurance, W.F.; Bierregaard Jr, R.O. (eds) **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press. p. 71-83.
- Leck, C.L. 1979. Avian extinctions in an isolated Tropical Wet-Forest preserve, Ecuador. **Auk** 96:343-352.
- Lees, A. C.; Peres, C.A. 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. **Conservation Biology** 22:439-449.
- Lovejoy, T.E.; Bierregaard Jr, R.O.; Rylands, A.B.; Malcolm, J.R.; Quintela, C.E.; Harter, L.H.; Brown, K.S.; Powell, A.H.; Powell, G.V.N.; Schubart, H.O.R.; Hays, M.B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In Soulé, M.E. (eds): **Conservation Biology: The science of scarcity and diversity**. Sinauer associates, Sunderland, Mass.
- Marini, M. A. 2001. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. **Bird Conservation International** 11:13-25.
- Marsden, S.J.; Whiffin, M. and Galetti, M. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around Atlantic Forest reserve, Brazil. **Biodiversity and Conservation** 10:737-751.

- Martensen, A.C.; Pimentel, R.G.; Metzger, J.P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation** 141:2184-2192.
- Marterer, B.T.P. 1996. **Avifauna do Parque Botânico Morro do Baú. Riqueza, aspectos de frequência e abundância.** FATMA, Santa Catarina, 74 p.
- McKinney M.L. 1997 Extinction vulnerability and selectivity: Combining Ecological and Paleontological Views. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics** 28:495-516
- Newmark, W.D. 1991. Tropical Forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the Eastern Usambara mountains, Tanzania. **Conservation Biology** 5:67-78.
- Parker III, T.A.; Stotz, D.E.; Fitzpatrick, J.W. 1996. Ecological and distribution databases. In: Stotz, D. E.; Fitzpatrick, J.W.; Parker III, T.P.; Moskovits, D.K (eds). **Neotropical birds: ecology and conservation.** University of Chicago Press, Illinois, EUA. p. 131-436.
- Peres, C.A.; Palácios, E. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: implications for animal-mediated seed dispersal. **Biotropica** 39:304-315.
- Pimm, S.L., Jones H.L. & Diamond J. 1988. On The risk of extinction. **The American Naturalist** 132:757-785.
- Pizo, M.A. 2001. A conservação das aves frugívoras. In: Albuquerque, J. L.; Cândido-Junior, J. F.; Straube, F.C.; Roos, A (eds). **Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias.** Editora Unisul, Tubarão, Brasil. p. 49-59.
- Preston, F.W. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity. **Ecology** 43:185-215.
- Reinert, B.L.; Pinto, J.C.; Bornschein, M.R.; Pichorim, M.; Marini, M.A. 1996. Body masses and measurements of birds from Southern Atlantic Forest, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 13(4):815-820.
- Ribon, R.; Simon, J. E.; Mattos, G.T de. 2003. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. **Conservation Biology** 17:1827-1839.
- Roos, A.L. 2002. **Aves de sub-bosque da Mata Atlântica litorânea de Santa Catarina.** Dissertação de mestrado Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, UFMG, Belo Horizonte. 107 p.
- Sekercioglu, C.H.; Ehrlich, P.R.; Daily, G.C.; Aygen, D.; Goehring, D.; Sandi, R.F. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Science** 99:263-267.
- Sick H. 1997. **Ornitologia brasileira**, 2ª Edição. Nova Fronteira, Rio de Janeiro. 912 p.

- Sieving, K.E.; Kaar, J.R. 1997. Avian extinction and persistence mechanism in lowland Panama. In Laurance, W.F. & Bierregaard Jr, R.O. (eds): **Tropical forest remnants**. Chicago University Press, Chicago. p.156-170.
- Sigrist, T. 2009. **Guia de campo Avis Brasilis** – Avifauna Brasileira: Descrição das espécies. São Paulo: Avis Brasilis. 600 p.
- Sodhi, N.S.; Lee T.M.; Koh, L.P.; Prawiradilaga, D.M. 2006. Long-term avifaunal impoverishment in an isolated tropical woodlot. **Conservation Biology** 20 772-779.
- Sodhi, N.S.; Liow, L.H.; Bazzaz, F.A. 2004. Avian extinction from tropical and subtropical forests. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** 35:323-345.
- Stotz, D.F.; Fitzpatrick, J.W.; Parker, T.A.; Moskovits, D.K. 1996, **Neotropical birds. Ecology and conservation**. Chicago, University of Chicago Press, 502 p.
- Stouffer, P.C.; Bierregaard Jr, R.O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds: effect of fragments size, surrounding secondary vegetation, and time since isolation. **Ecology** 76:2429-2445.
- Terborgh, J. 1974. Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. **Bioscience** 24:715-722.
- Terborgh, J.; Winter, B. 1980. Some causes of extinction. In Soulé & Wilcox (eds): **Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective**. Sinauer Associates, Sunderland, Mass. p. 119-133.
- Turner, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology** 33:200-209.
- Uehara-Prado, M.; Fernandes, J.O.; Bello, A. M.; Machado, G., Santos, A.J.; Vaz-de-Mello, F.Z.; Freitas, A.V.L. 2009. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation** 142:1220-1228.
- Uezu, A. 2006. **Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema**. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 202 p.
- Uezu, A.; Metzger, J.P.; Vielliard, J.M.E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation** 123:507-619.
- Umetsu, F.; Pardini, R. 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. **Landscape Ecology** 22: 517-530.

- Umetsu F., Metzger J.P.; Pardini R. 2008 Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a testt with Atlantic forest small mammals. **Ecography** 31:359-370.
- Urquiza-Haas, T.; Peres, C.A.; Dolman, P.M. 2009. Regional scale effects of human density and forest disturbance on large-bodied vertebrates throughout the Yucatán Peninsula, Mexico. **Biological Consevation** 142:134–148.
- Van Perlo, B. 2009. **A field guide to the birds of Brazil**. New York: Oxford University Press 465 p.
- Vieira, M.V.; Olifiers, N.; Delciellos, A.C.; Antunes, A.Z.; Bernardo, L.R.; Grelle, C.E.V.; Cerqueira, R. 2009. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation** 142:1191–1200.
- Warburton, N.H. 1997. Structure and conservation of forest avifauna and isolated rainforest remnants in tropical Australia. In: Laurance, W.F.; Bierregaard Jr, RO (eds). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. The University of Chicago Press p.190-206.
- Whitmore, T.C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: Laurance, W.F.; Bierregaard Jr, R.O (eds). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. p. 3-12.
- Wilcox, B.A.; Murphy, B.B. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. **The American Naturalist** 125:879-887.
- Willis, E O. 1974. Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology Monographs** 44:153-169.
- Willis, E.O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia** 33:1-25.

Anexo 1. Listagem das espécies de aves registradas nos diferentes fragmentos florestais. **Áreas estudadas:** Rep (REPAR), **FB 1**, **FB 2**, **FB 6**, **FB 7**, **FB 8**, **Est** (Estre), **Par** (Parolin), **FRG** (Fazenda Rio Grande). **#** Espécies endêmicas da Mata Atlântica segundo Stotz *et al.* (1996) e Bornschein & Reinert (2000). **Guildas:** **FOc** (Grandes frugívoros e onívoros de copa), **POc** (Pequenos onívoros de copa), **POei** (Pequenos onívoros de estrato inferior), **OFbi** (Onívoros ou frugívoros de borda e interior), **GFs** (Grandes frugívoros de solo), **Cn** (Carnívoros noturnos), **Cd** (Carnívoros diurnos), **Cdaa** (Carnívoros diurnos de áreas abertas), **Itg** (Insetívoros de tronco e galho), **Aeb** (Aves de estrato baixo comedoras de grandes artrópodes), **Pls** (Pequenos insetívoros de solo), **Pleb** (Pequenos insetívoros de estrato baixo), **Ibb** (Insetívoros de bambusais ou densas brenhas), **Iem** (Insetívoros de estrato médio), **Plc** (Pequenos insetívoros de copa), **Ib** (Insetívoros de borda), **In** (Insetívoros noturnos), **N** (Nectarívoros), **Gb** (Granívoros de borda), **P** (Piscívoros), **laa** (Pequenos e médios insetívoros de áreas abertas), **Glaa** (Grandes insetívoros de áreas abertas). **DF: Dependência Florestal das espécies.** **D** (Dependente), **SD** (Semi dependente) e **I** (Independente). **Massa Corporal:** **1** (<30g), **2** (31-60g), **3** (61-120g) e **4** (>120g). Ordenamento taxonômico seguiu CBRO (2011). * Em alocação provisória *Incertae sedis*.

Ordenamento Taxonômico	Guildas	DF	MC	Rep	FB 1	FB 2	FB 6	FB 7	FB 8	Est	Par	Frg
TINAMIDAE (1)												
<i>Crypturellus obsoletus</i>	GFs	D	4	X	X				X	X	X	X
CRACIDAE (1)												
<i>Penelope obscura</i>	FOc	D	4	X	X	X			X	X	X	X
ACCIPITRIDAE (6)												
<i>Harpagus diodon</i>	Cd	D	4									X
<i>Accipiter striatus</i>	Cd	D	3	X	X			X	X	X	X	X
<i>Accipiter bicolor</i>	Cd	D	4	X					X	X	X	
<i>Rupornis magnirostris</i>	Cd	D	4	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Buteo brachyurus</i>	Cdaa	D	4	X	X				X	X	X	X
<i>Spizaetus tyrannus</i>	Cd	D	4	X					X	X	X	X
FALCONIDAE (2)												
<i>Caracara plancus</i>	Cdaa	SD	4	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Milvago chimachima</i>	Cdaa	SD	4	X	X	X	X	X	X	X	X	X
RALLIDAE (1)												
<i>Aramides saracura</i> #	Aeb	SD	4	X	X	X	X	X	X	X	X	X
COLUMBIDAE (5)												
<i>Columbina talpacoti</i>	Gb	I	2	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Patagioenas picazuro</i>	FOc	SD	4	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Leptotila verreauxi</i>	GFs	D	4	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Leptotila rufaxilla</i>	GFs	D	4	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Geotrygon montana</i>	GFs	D	3						X	X	X	X
PSITTACIDAE (4)												
<i>Pyrhura frontalis</i> #	FOc	D	4							X	X	X
<i>Brotogeris tirica</i> #	FOc	SD	2	X	X	X		X	X	X	X	X
<i>Pionopsitta pileata</i> #	FOc	D	4	X	X				X	X	X	X
<i>Amazona aestiva</i>	FOc	SD	4	X	X	X	X	X	X	X	X	X
CUCULIDAE (3)												
<i>Piaya cayana</i>	Iem	D	3	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	Ib	SD	3	X					X		X	X
<i>Tapera naevia</i>	Ib	SD	2	X	X	X		X	X	X	X	X
STRIGIDAE (4)												
<i>Megascops choliba</i>	In	D	4	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Megascops atricapilla</i>	In	D	4	X					X	X	X	X
<i>Strix hylophila</i> #	Cn	D	4	X							X	
<i>Asio clamator</i>	Cn	D	4						X	X	X	X
CAPRIMULGIDAE (2)												
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	In	D	2						X	X	X	X
<i>Hydropsalis albicollis</i>	In	D	2						X	X	X	X
TROCHILIDAE (7)												
<i>Florisuga fusca</i> #	N	SD	1	X					X		X	
<i>Colibri serrirostris</i>	N	SD	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Stephanoxis lalandi</i> #	N	D	1	X	X			X	X	X	X	X
<i>Thalurania glaucopis</i> #	N	D	1								X	X
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	N	SD	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Leucochloris albicollis</i>	N	SD	1	X	X	X		X	X	X	X	X
<i>Calliphlox amethystina</i>	N	D	1		X				X	X	X	X
TROGONIDAE (1)												
<i>Trogon surrucura</i> #	FOc	D	3	X					X	X	X	X
ALCEDINIDAE (2)												
<i>Chloroceryle americana</i>	P	SD	2	X						X		
RAMPHASTIDAE (1)												
<i>Ramphastos dicolorus</i> #	FOc	D	4						X	X	X	X
PICIDAE (8)												
<i>Picumnus temminckii</i> #	Itg	SD	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Picumnus nebulosus</i>	Itg	D	1	X					X	X	X	X
<i>Melanerpes candidus</i>	Itg	SD	4	X	X		X	X	X	X	X	X

<i>Veniliornis spilogaster</i>	Itg	D	2	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Piculus aurulentus</i> #	Itg	D	2	X					X	X	X	X
<i>Colaptes melanochloros</i>	Itg	SD	3	X	X			X	X	X	X	X
<i>Colaptes campestris</i>	Glaa	D	4	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Dryocopus lineatus</i>	Itg		4	X					X	X	X	X
THAMNOPHILIDAE (6)												
<i>Batara cinerea</i>	lbb	D	4							X	X	X
<i>Mackenziaena leachii</i> #	lbb	D	3						X	X	X	X
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	laa	I	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Pleb	D	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Dysithamnus mentalis</i>	Pleb	D	1							X	X	X
<i>Drymophila malura</i> #	Pleb	D	1							X	X	X
CONOPOPHAGIDAE (1)												
<i>Conopophaga lineata</i>	Pls		1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
DENDROCOLAPTIDAE (5)												
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Itg	D	1							X	X	X
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> #	Itg	D	1	X	X				X	X	X	X
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i> #	Itg	D	1	X	X	X			X	X	X	X
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	Itg	D	2							X	X	X
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> #	Itg	D	4							X	X	X
FURNARIIDAE (14)												
<i>Furnarius rufus</i>	laa	I	2	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Leptasthenura setaria</i> #	Plc	D	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Leptasthenura striolata</i> #	lem	D	1						X	X	X	X
<i>Synallaxis ruficapilla</i> #	lbb	SD	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Synallaxis cinerascens</i>	lbb	D	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Synallaxis spixi</i>	lb	I	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cranioleuca obsoleta</i> #	lem	SD	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cranioleuca pallida</i> #	lem	D	1	X	X	X		X	X	X	X	X
<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i> #	Aeb	D	2	X					X	X	X	X
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	lbb	D	1	X					X	X	X	X
<i>Philydor rufum</i>	Pleb	D	1							X	X	X
<i>Lochmias nematura</i>	Aeb	D	1	X					X	X	X	X
<i>Helioleptus contaminatus</i> #	lem	D	1							X	X	X
<i>Xenops rutilans</i>	lem	D	1							X	X	X
COTINGIDAE (2)												
<i>Procnias nudicollis</i> #	FOc	D	3							X	X	X
<i>Pyroderus scutatus</i>	FOc	D	4								X	
PIPRIDAE (1)												
<i>Chiroxiphia caudata</i> #	POei	D	1	X						X	X	X
TITYRIDAE (5)												
<i>Schiffornis virescens</i> #	POei	D	1							X	X	X
<i>Tityra cayana</i>	FOc	D	1							X	X	X
<i>Pachyrhamphus castaneus</i>	lem	D	1								X	X
<i>Pachyrhamphus polychopterus</i>	Plc	D	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pachyrhamphus validus</i>	Plc	D	2	X	X	X	X	X	X	X	X	X
RYNCHOCYCLIDAE (4)												
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Pleb	D	1	X						X	X	X
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	lbb	SD	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Pleb	D	1	X						X	X	X
<i>Phylloscartes ventralis</i>	lem	D	1	X	X					X	X	X
TYRANNIDAE (23)												
<i>Elaenia flavogaster</i>	OFbi	SD	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Elaenia parvirostris</i>	OFbi	SD	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Elaenia mesoleuca</i>	OFbi	SD	1	X	X			X	X	X	X	X
<i>Elaenia obscura</i>	OFbi	SD	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	lem	D	1							X	X	X
<i>Camptostoma obsoletum</i>	POc	D	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Serpophaga subcristata</i>	lb	SD	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Platyrinchus mystaceus</i> *	Pleb	D	1	X						X	X	X
<i>Myiophobus fasciatus</i>	lb	SD	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lathrotriccus euleri</i>	Pleb	D	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	lb	D	1	X	X					X	X	X
<i>Knipolegus cyanirostris</i>	lb	D	1	X						X	X	X
<i>Legatus leucophaeus</i>	OFbi	D	1									X
<i>Myiozetetes similis</i>	OFbi	SD	1							X	X	X
<i>Pitangus sulphuratus</i>	OFbi	SD	3	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Myiodynastes maculatus</i>	OFbi	SD	2	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Megarynchus pitangua</i>	OFbi	SD	3	X						X	X	X
<i>Empidonomus varius</i>	OFbi	SD	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Tyrannus melancholicus</i>	lb	I	2	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Sirystes sibilator</i>	lem	D	2	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Myiarchus swainsoni</i>	Plc	D	2	X	X			X	X	X	X	X
<i>Myiarchus ferrox</i>	lb	SD	2	X	X					X	X	X

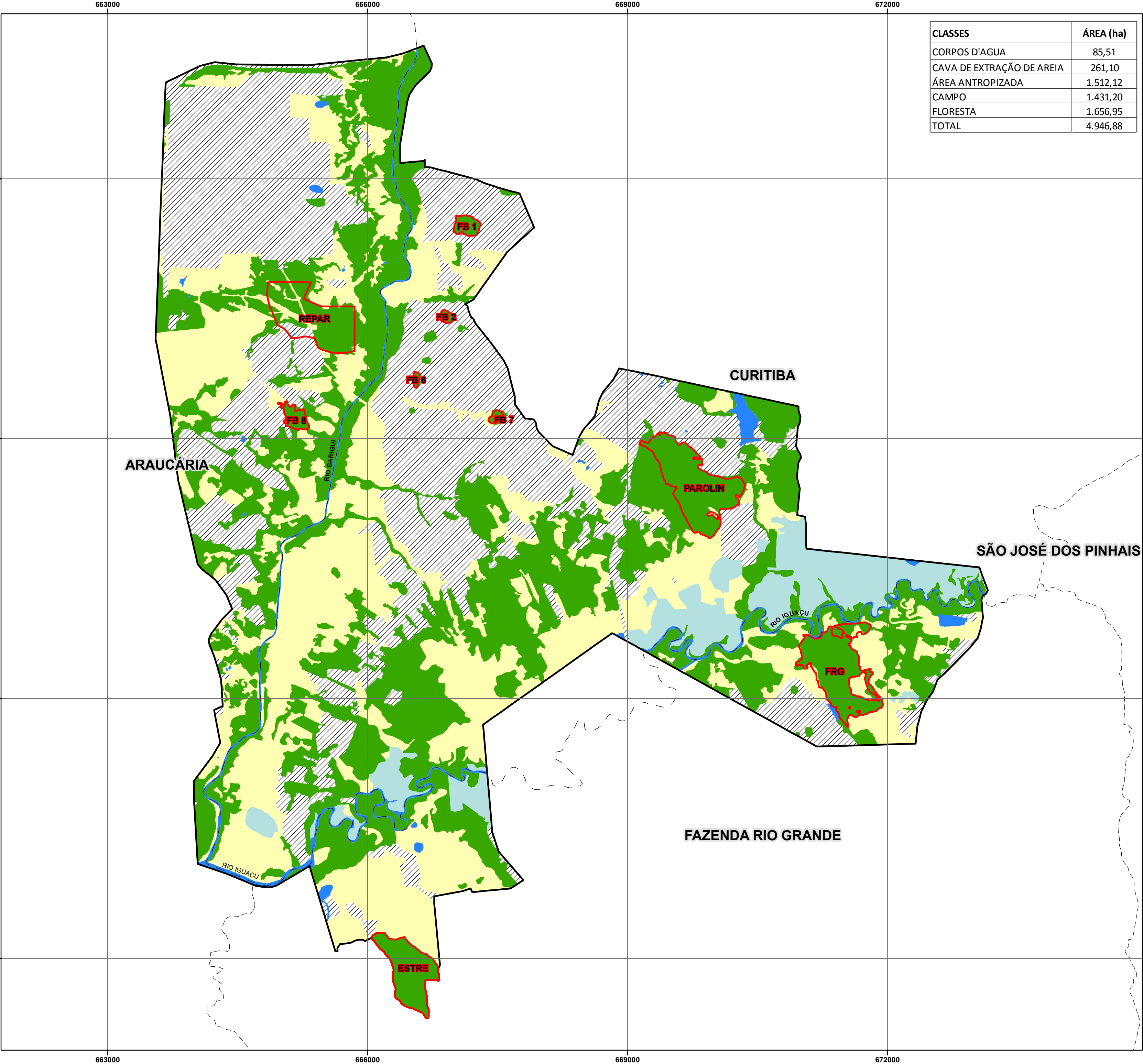
<i>Attila phoenicurus</i> #	Iem	D	1							X	X	X	X
VIREONIDAE (3)													
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Plc	SD	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Vireo olivaceus</i>	POc	SD	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hylophilus poicilotis</i>	Ib	D	1	X	X	X			X	X	X	X	X
CORVIDAE (1)													
<i>Cyanocorax caeruleus</i> #	FOc	D	4	X	X					X	X	X	X
TROGLODYTIDAE (1)													
<i>Troglodytes musculus</i>	Ib	SD	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
TURDIDAE (6)													
<i>Turdus flavipes</i>	OFbi	D	3	X							X	X	X
<i>Turdus rufiventris</i>	OFbi	SD	3	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Turdus amaurochalinus</i>	OFbi	D	2	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Turdus leucomelas</i>	OFbi	D	3								X	X	X
<i>Turdus subalaris</i> #	OFbi	D	3								X	X	X
<i>Turdus albicollis</i>	POei	D	3	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
COEREVIDAE (1)													
<i>Coereba flaveola</i>	N	D	1	X						X	X	X	X
THRAUPIDAE (11)													
<i>Saltator similis</i>	OFbi	D	2	X	X					X	X	X	X
<i>Saltator maxillosus</i> #	OFbi	D	2									X	
<i>Tachyphonus coronatus</i>	OFbi	D	2	X	X					X	X	X	X
<i>Lanio cucullatus</i>	Gb	SD	1							X	X	X	X
<i>Tangara sayaca</i>	OFbi	SD	2	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Tangara preciosa</i> #	POc	D	1	X						X	X	X	X
<i>Stephanophorus diadematus</i> #	POc	D	2	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pipraeidea melanonota</i>	POc	SD	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pipraeidea bonariensis</i>	OFbi	SD	2	X	X				X	X	X	X	X
<i>Tersina viridis</i>	OFbi	D	1		X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Conirostrum speciosum</i>	Plc	D	1	X						X	X	X	X
EMBERIZIDAE (5)													
<i>Zonotrichia capensis</i>	Gb	I	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Haplospiza unicolor</i>	Gb	D	1	X						X	X	X	X
<i>Poospiza cabanisi</i> #	Gb	D	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Volatinia jacarina</i>	Gb	I	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Sporophila caerulea</i>	Gb	I	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
PARULIDAE (4)													
<i>Parula pitiayumi</i>	Plc	D	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Iaa	I	1	X	X	X			X	X	X	X	X
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Pleb	D	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	Pls	D	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
ICTERIDAE (2)													
<i>Cacicus chrysopterus</i>	FOc	D	2	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cacicus haemorrhous</i>	FOc	D	2	X						X	X	X	X
FRINGILLIDAE (2)													
<i>Euphonia violacea</i>	POc	D	1							X	X	X	X
<i>Euphonia chalybea</i> #	POc	D	1							X	X	X	X

ANEXOS

Anexo 1. Mapa dos ambientes naturais e antrópicos da região de estudo com base em imagem do ano de 1980.

Anexo 2. Mapa dos ambientes naturais e antrópicos da região de estudo com base em imagem do ano de 2000.

Anexo 3. Mapa dos ambientes naturais e antrópicos da região de estudo com base em imagem do ano de 2010.



CLASSES	ÁREA (ha)
CORPOS D'AGUA	85,51
CAVA DE EXTRAÇÃO DE AREIA	261,10
ÁREA ANTROPIZADA	1.512,12
CAMPO	1.431,20
FLORESTA	1.656,95
TOTAL	4.946,88

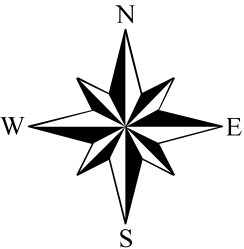
MAPA DE AMBIENTES NATURAIS E/OU ANTRÓPICOS

Ano 1980

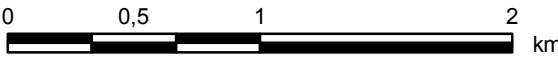
LEGENDA

- FRAGMENTO ESTUDADO
- ÁREA DE ESTUDO
- DIVISA MUNICIPAL
- AMBIENTES NATURAIS E/OU ANTRÓPICOS - 1980
 - CORPO D'ÁGUA
 - CAVA DE EXTRAÇÃO DE AREIA
 - ÁREA ANTROPIZADA
 - CAMPO
 - FLORESTA

INFORMAÇÕES CARTOGRÁFICAS



Escala 1:30.000

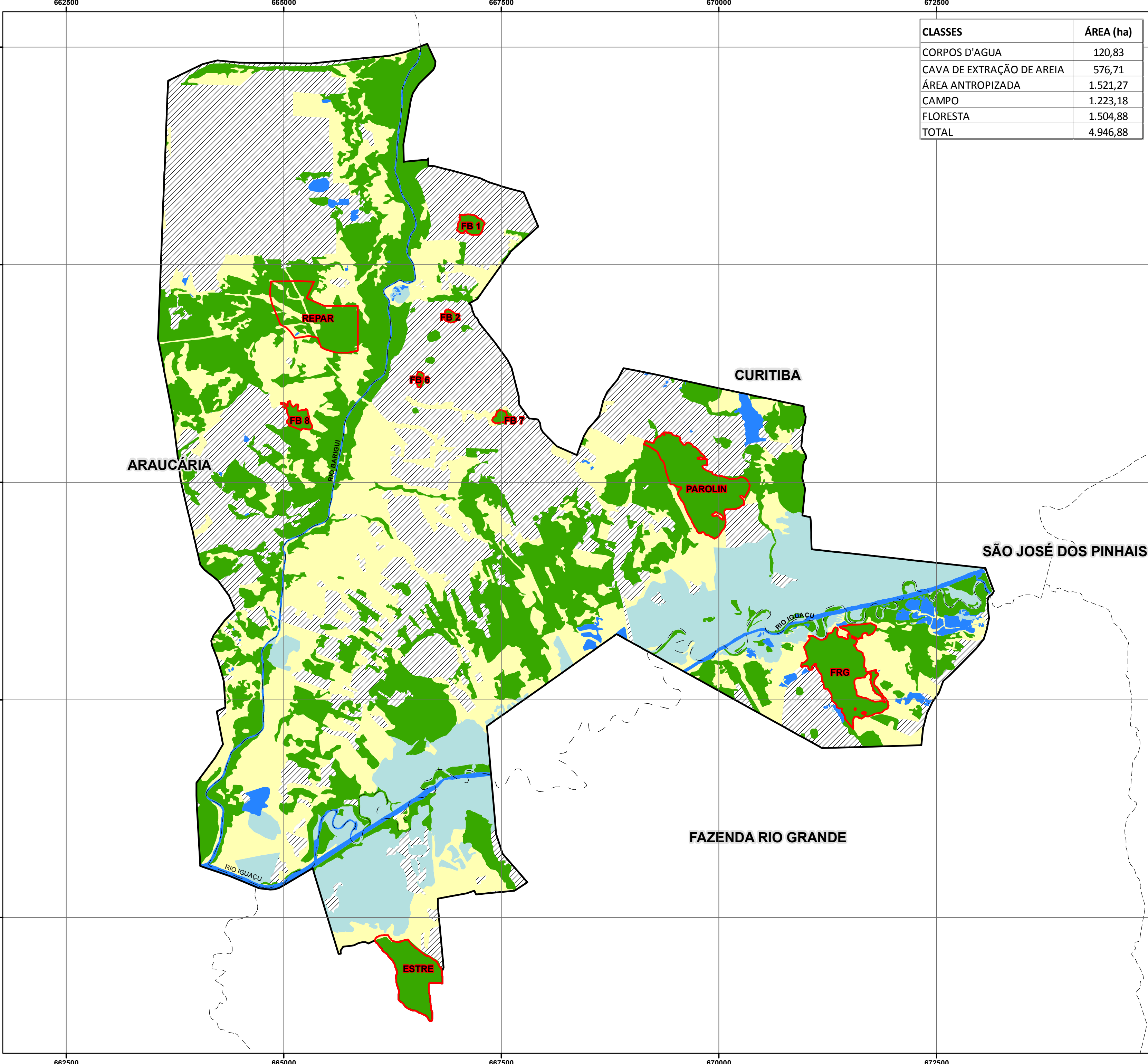


Projeção Universal Transversa de Mercator (UTM)
Datum Horizontal: SAD - 69
Datum Vertical: Imbituba-SC

Fonte das Informações:
Foto Aérea ano 1980 (1:25.000) - ITCG/PR
Divisa Municipal (1:100.000) - ITCG

LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO





CLASSES	ÁREA (ha)
CORPOS D'AGUA	120,83
CAVA DE EXTRAÇÃO DE AREIA	576,71
ÁREA ANTROPIZADA	1.521,27
CAMPO	1.223,18
FLORESTA	1.504,88
TOTAL	4.946,88

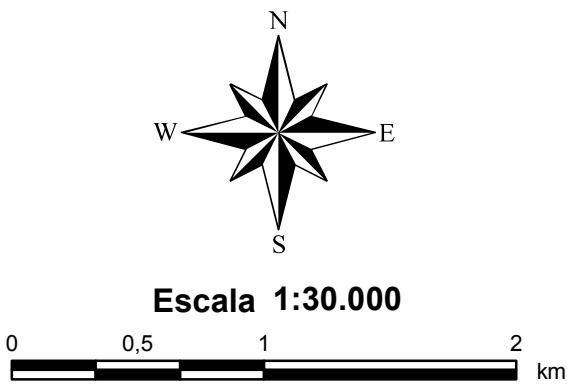
MAPA DE AMBIENTES NATURAIS E/OU ANTRÓPICOS

Ano 2000

LEGENDA

- FRAGMENTO ESTUDADO
- ÁREA DE ESTUDO
- DIVISA MUNICIPAL
- AMBIENTES NATURAIS E/OU ANTRÓPICOS - 2000
 - CORPO D'ÁGUA
 - CAVA DE EXTRAÇÃO DE AREIA
 - ÁREA ANTROPIZADA
 - CAMPO
 - FLORESTA

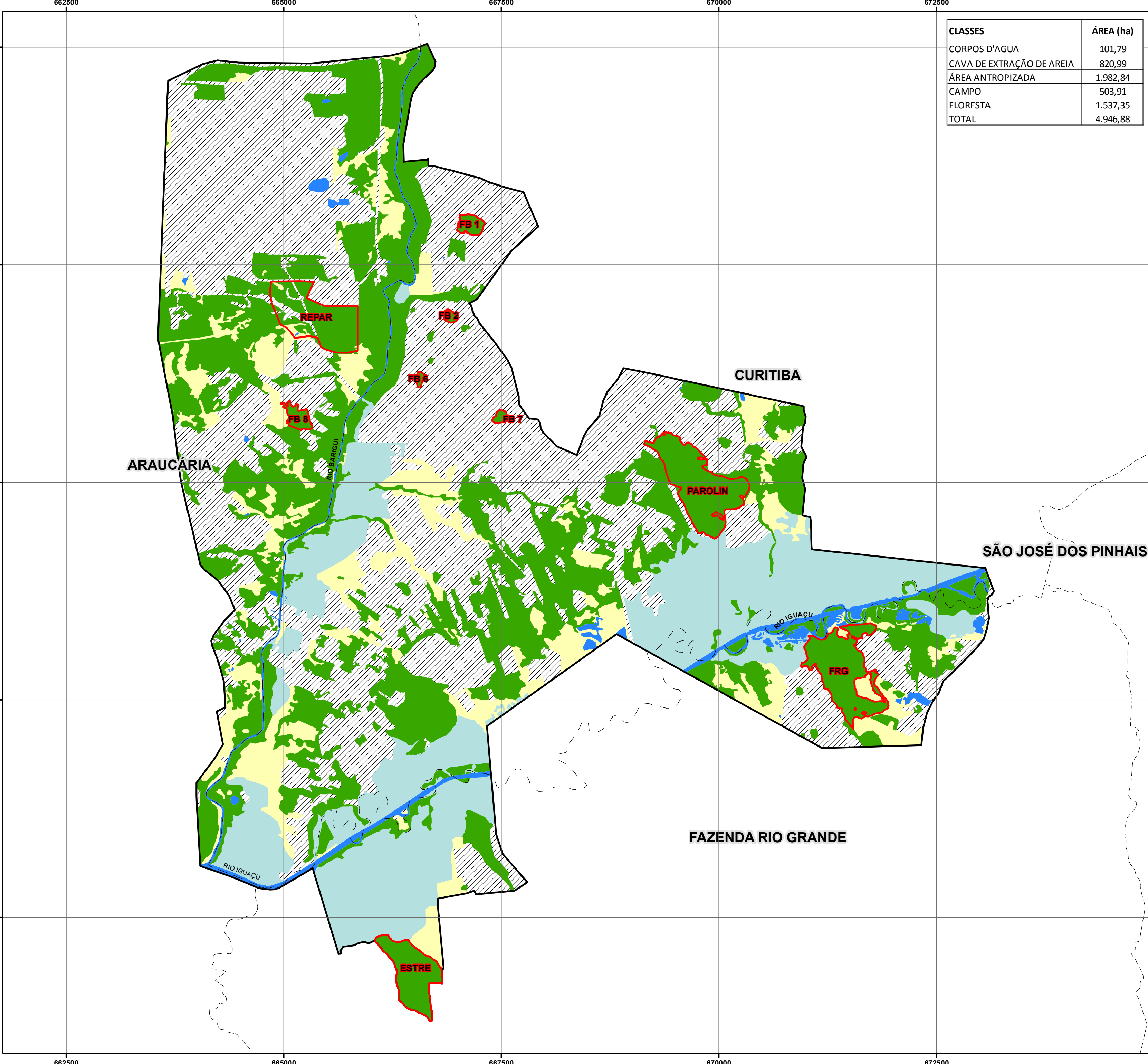
INFORMAÇÕES CARTOGRÁFICAS



Escala 1:30.000
Projeção Universal Transversa de Mercator (UTM)
Datum Horizontal: SAD - 69
Datum Vertical: Imbituba-SC
Fonte das Informações:
Foto Aérea ano 2000 (1:10.000) - Aguas Paraná
Divisa Municipal (1:100.000) - ITCG

LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO





CLASSES	ÁREA (ha)
CORPOS D'AGUA	101,79
CAVA DE EXTRAÇÃO DE AREIA	820,99
ÁREA ANTROPIZADA	1.982,84
CAMPO	503,91
FLORESTA	1.537,35
TOTAL	4.946,88

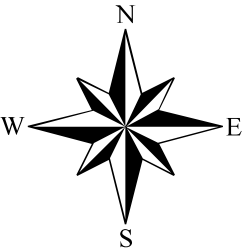
MAPA DE AMBIENTES NATURAIS E/OU ANTRÓPICOS

Ano 2010

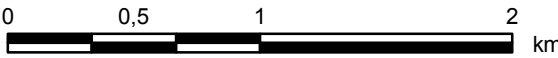
LEGENDA

- FRAGMENTO ESTUDADO
- ÁREA DE ESTUDO
- DIVISA MUNICIPAL
- AMBIENTES NATURAIS E/OU ANTRÓPICOS - 2010**
- CORPO D'ÁGUA
- CAVA DE EXTRAÇÃO DE AREIA
- ÁREA ANTROPIZADA
- CAMPO
- FLORESTA

INFORMAÇÕES CARTOGRÁFICAS



Escala 1:30.000



Projeção Universal Transversa de Mercator (UTM)
Datum Horizontal: SAD - 69
Datum Vertical: Imbituba-SC

Fonte das Informações:
Imagem de Satélite ano 2010 - Google Earth
Divisa Municipal (1:100.000) - ITCG

LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

